



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS

TÂMARA TATIANA SOUZA SANTOS

**DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO ESTUÁRIO  
DO RIO DO SAL/SERGIPE**

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2014

**TÂMARA TATIANA SOUZA SANTOS**

**DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO ESTUÁRIO  
DO RIO DO SAL/SERGIPE**

Dissertação de Mestrado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em Recursos  
Hídricos (PRORH) da Universidade  
Federal de Sergipe, como parte dos  
requisitos exigidos para obtenção do título  
de Mestrado em Recursos Hídricos.

Orientador: Prof<sup>o</sup>. Dr. José do Patrocínio Hora Alves

**SÃO CRISTÓVÃO-SE**

**SETEMBRO/2014**

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

S237d Santos, Tâmara Tatiana Souza  
Dinâmica do oxigênio dissolvido no estuário do rio do Sal/Sergipe / Tâmara Tatiana Souza Santos ; orientador José do Patrocínio Hora Alves. – São Cristóvão, 2014.  
87 f. : il.

Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos) –  
Universidade Federal de Sergipe, 2014.

1. Recursos hídricos. 2. Oxigênio. 3. Hipoxia. 4. Estuários.  
5. Sal, Rio do (SE). I. Alves, José do Patrocínio Hora, orient. II.  
Título.


CDU 556.541.2:546.21

**TÂMARA TATIANA SOUZA SANTOS**

**DINÂMICA DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO ESTUÁRIO DO  
RIO DO SAL/SERGIPE**

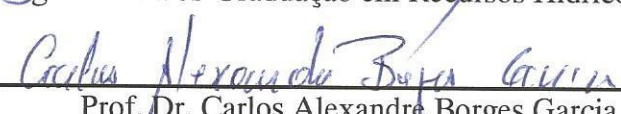
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos (PRORH) da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Mestrado em Recursos Hídricos.

APROVADA: \_\_\_\_/\_\_\_\_/ 2014



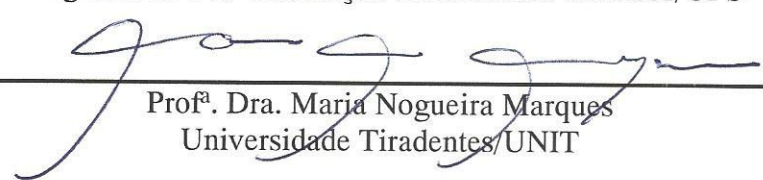
---

Prof. Dr. José do Patrocínio Hora Alves (Orientador)  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos/UFS



---

Prof. Dr. Carlos Alexandre Borges Garcia  
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos/UFS



---

Profª. Dra. Maria Nogueira Marques  
Universidade Tiradentes/UNIT

SÃO CRISTÓVÃO-SE

SETEMBRO/ 2014

Toda a honra e toda a glória ao único responsável por mais esta vitória: meu criador, meu pai amado, meu Deus.

“Levou-me além. Onde que não podia chegar. Levou-me além, e hoje eu posso ver e entender o teu amor”.

Filipe Rodrigues

## AGRADECIMENTOS

Agradeço á meus pais, João de Deus dos Santos e Nilzete Souza Santos (In Memoria) sem vocês nada disso seria possível, minha filha, Yasmin, a meu irmão, familiares e amigos.

Sou grata a Anairam, amiga, irmã, companheira, por me mostrar a Luz no fim do túnel e pelo incentivo.

O meu agradecimento á Cláudia pela oportunidade de um novo desafio profissional e proporcionar um despertar acadêmico. Agradeço á Adnivia pelos momentos de crescimento profissional e espiritual e pelo incentivo acadêmico. Os meus agradecimentos a Simone, Laudiceia e Sérgio Porto por ter me acolhido, a Maria, pelo carinho e atenção e aos estagiários Simeí, Shinaider.

Sou grata a Dayane, amiga, companheira, sempre ao meu lado me dando força e me ajudando nessa caminhada. A Mayra, amiga, pela disponibilidade em ajudar, nunca dizer não, aos Prof<sup>os</sup> Rennan, por todos os ensinamentos e Elisângela pelo incentivo. A Natália por ter feito parte dessa história. E a todos os estagiários do ITPS e funcionários e colegas do Lab. Águas (Vera, Seu Moises). Aos motoristas Zé Carlos, Mário e Caio por participarem indiretamente.

Aos professores e colegas do curso PRORH, meus agradecimentos e que lindas amizades conquistei (Isabella, Alzênia, Camila, Ramom, Halley, Matheus, Luiz), a Eliane e Natália (vocês são bênçãos).

Ao meu orientador José do Patrocínio por ter apostado em uma dicente tímida e humilde, sem experiência acadêmica, mas faminta por novos desafios, muito obrigada.

Agradeço ao ITPS por ter viabilizado o desenvolvimento do projeto.

Agradeço á equipe da DESO – Ambiental: GEMA (Gerência de Engenharia de Meio Ambiente), nas pessoas de Cláudio Mendonça Machado Filho, Luiz Carlos Souza Silva, Osmar Lira Barbosa Santos (Samu), Antônio José de Souza (Tonho), José Milton Oliveira Junior (Milton), e Orlando Rabelo Sobrinho (Seu Rabelo), um exemplo de equipe, unida para realizar o seu trabalho com dedicação, profissionalismo, companheirismo, etc.

E por fim, sou grata á FAPTEC, por viabilizar recurso para o desenvolvimento deste projeto, através do EDITAL FAPITEC/SE/FUNTEC Nº 13/2012.

## Lição do Rio

“... Desejo ser um rio.  
Livre dos empurrões dos outros e dos  
meus próprios.  
Livre das poluições alheias e das minhas.  
Rio original, limpo e livre.  
Rio que escolheu seu próprio caminho.  
Rio que sabe que tem um ponto de  
chegada.  
Sabe que o tempo não interessa.  
Não interessa ter nascido a mil ou a um  
quilômetro do mar.  
Importante é chegar ao mar.  
Importante é dizer “cheguei”.  
E porque cheguei, estou realizado...”.

HENFIL

## RESUMO

O estuário do rio do Sal faz parte da bacia hidrográfica do rio Sergipe e recebe despejos sanitários *in natura* de vários núcleos habitacionais e também descartes industriais e das atividades de aquicultura. A região em estudo está situada na cidade de Aracaju, capital do Estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. Nas campanhas de amostragem realizadas no período outubro/2010 a janeiro/2014 foram tomadas amostras de água de superfície em dez pontos distribuídos ao longo do estuário e em cada amostra analisados os seguintes parâmetros: temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido (OD), fósforo total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal total, fósforo reativo total e carbono orgânico dissolvido total. O pH variou de 7,0 a 8,6 e a salinidade de 6,69 a 26,22. O ambiente apresentou concentrações elevadas de nutrientes, fósforo (fósforo total e fosfato) e nitrogênio (nitrato e nitrogênio amoniacal), com valores, em geral, acima dos limites recomendados pela Resolução do Conama 357, para águas salobras. As concentrações médias do carbono orgânico dissolvido variaram de  $6,05 \pm 3,63$  a  $12,42 \pm 2,62$  mg L<sup>-1</sup>, indicando um ambiente altamente impactado por matéria orgânica originária de fontes antropogênicas, com predomínio de esgotos domésticos, mas também com contribuições de outras fontes, provavelmente associadas ao descarte das atividades de aquicultura. A distribuição espacial e temporal do OD foi bastante heterogênea, sendo identificados três períodos distintos: outubro de 2010 com concentrações médias mais elevadas ( $13,60 \pm 3,28$  mg L<sup>-1</sup>); abril, julho e setembro de 2011 e setembro de 2013 com concentrações intermediárias ( $9,04 \pm 2,83$  mg L<sup>-1</sup>) e dezembro/2010, fevereiro/2011, novembro de 2013 e janeiro 2014 com as concentrações mais baixas ( $4,09 \pm 0,7$  mg L<sup>-1</sup>). Foram identificados eventos de hipóxia, sendo mais pronunciados em dezembro de 2010, quando toda a parte inicial do estuário foi atingida (40% de todo OD medido), mas sem evidências de mortandade de peixes. Os resultados do período estudado sugerem que a dinâmica do oxigênio no estuário do rio do Sal é determinada principalmente, pelo aporte alóctone de matéria orgânica, que demanda o oxigênio dissolvido na água para sua oxidação. A distribuição espaço-temporal indica que a maior probabilidade para ocorrer fenômenos de hipóxia, inclusive com mortandade de peixes, é no período seco (novembro a fevereiro) e nas áreas a jusante do riacho Palame e Poço do Mero.

**PALAVRAS-CHAVE:** OD, hipóxia, estuário, rio do Sal, Sergipe.



## ABSTRACT

The River Sal estuary is part of the Sergipe river basin and receives sanitary sewage disposal in natura, several housing projects and also industrial and aquaculture activities discharges. The study area is located in the city of Aracaju, capital of Sergipe, northeastern Brazil. In the sampling campaigns, conducted in the period of October / 2010 to January / 2014, surface water samples for the following parameters were taken in ten points distributed along the estuary and in each sample analyzed: temperature, pH, salinity, dissolved oxygen (DO), total phosphorus, nitrate, nitrite, the total ammonia nitrogen, total reactive phosphorus and total dissolved organic carbon. The pH ranged from 7.0 to 8.6 and the salinity from 6.69 to 26.22. The environment had a high concentration of nutrients, phosphorus (total phosphorus and phosphate) and nitrogen (nitrate and ammonia), with values generally above the limits recommended by CONAMA Resolution 357, to brackish waters. Average concentrations of dissolved organic carbon ranged from  $6.05 \pm 3.63$  to  $12.42 \pm 2.62$  mg L<sup>-1</sup>, indicating an environment highly impacted by organic matter originating from anthropogenic sources, predominantly domestic sewage, but also with contributions from other sources, probably associated with the disposal of aquaculture activities. The spatial and temporal distribution of the DO was very heterogeneous, being identified three distinct periods: October 2010 with higher average concentrations ( $13.60 \pm 3.28$  mg L<sup>-1</sup>); April, July and September 2011 and September 2013 with intermediate concentrations ( $9.04 \pm 2.83$  mg L<sup>-1</sup>) and December / 2010, February / 2011, November 2013 and January 2014 with the lowest concentrations ( $4.09 \pm 0.7$  mg L<sup>-1</sup>). There were events of hypoxia, being more pronounced in December 2010, when all the initial part of the estuary was reached (40% of all measured DO), but no evidence of fish mortality were identified. The results of the study period suggest that the dynamics of oxygen in the estuary of the River Sal is determined primarily by allochthonous input of organic matter, which requires the water to the dissolve oxygen for oxidation. The spatiotemporal distribution indicates that the highest probability for hypoxia phenomena occur, including fish kills, is in the dry season (November to February) and in areas downstream Palame and Poço do Mero.

**KEYWORDS:** DO, hypoxia estuary of the River Sal, Sergipe.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01	Formação de Espécies Reativas de Oxigênio e mecanismos antioxidantes em sistemas biológicos adaptado por Hermes-Lima.	06
Figura 02	Balanço de oxigênio nos sistemas aquáticos; os processos acelerados ou aumentados pela descarga de materiais orgânicos são indicados por setas verdes (adaptado de Connell, 1997).	09
Figura 03a	Cabeceira do rio do Sal	23
Figura 03b	Vala de descarte de carcinicultura	23
Figura 03c	Complexo residencial (conj.Bugio)	24
Figura 03d	Poço do Mero	24
Figura 03e	Complexo residencial próximo à ponte do Conj. João Alves.	25
Figura 03f	Descarte da Erq-norte	25
Figura 04	Mapa do estuário do rio do Sal, com localização dos pontos de coleta.	27
Figura 05	Variações sazonais da temperatura da água no estuário do Sal, no período de outubro/2010 a janeiro/2014.	29
Figura 06	Variações sazonais do pH da água no estuário do Sal, no período de outubro/2010 a janeiro/2014.	31
Figura 07	Variações sazonais da salinidade, da água no estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	32
Figura 08	Variações sazonais mensais do fósforo total da água no estuário do rio do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	34
Figura 09	Variações sazonais mensais do fosfato na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	35
Figura 10	Variações sazonais mensais da amônia na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	37
Figura 11	Variações sazonais mensais do nitrato, na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	38
Figura 12	Variações sazonais mensais do COD na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	40

Figura 13	Variação espacial do OD da água no estuário do Sal, no período seco.	43
Figura 14	Variação espacial do OD da água no estuário do Sal, no período chuvoso.	43
Figura 15	Variações médias mensais do OD na água no estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.	46
Figura 16	Variação temporal da precipitação média na estação pluviométrica – Aracaju/SE	62

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01	Descrição dos pontos de amostragem no rio do Sal com as respectivas coordenadas geográficas	27
Tabela 02	Requisitos utilizados na amostragem, preservação e determinação dos parâmetros físico – químicos	28
Tabela 03	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de outubro de 2010 ( $p < 0,05$ )	47
Tabela 04	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de dezembro de 2010 ( $p < 0,05$ )	47
Tabela 05	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de fevereiro de 2011 ( $p < 0,05$ )	47
Tabela 06	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de abril de 2011 ( $p < 0,05$ )	48
Tabela 07	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de setembro de 2011 ( $p < 0,05$ )	48
Tabela 08	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de setembro de 2011 ( $p < 0,05$ )	48
Tabela 09	Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de setembro de 2013 ( $p < 0,05$ ).	49
Tabela 10	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Outubro/2010.	63
Tabela 11	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Dezembro/2010.	64
Tabela 12	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês Fevereiro de 2011.	65
Tabela 13	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Abril de 2011.	66
Tabela 14	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Julho de 2011.	67
Tabela 15	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Setembro de 2011.	68

Tabela 16	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Setembro de 2011.	69
Tabela 17	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Novembro de 2013.	70
Tabela 18	Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Janeiro de 2014.	71
Tabela 19	Estatística dos Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no período de Outubro/2010 a Janeiro/2014.	72

## **LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ADEMA – Administração Estadual de Meio Ambiente

APHA – American Public Health association

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DESO – Companhia de Saneamento de Sergipe

ERO – Espécies Reativas de Oxigênio

MO – Matéria Orgânica

MOD – Matéria Orgânica Dissolvida

MON – Matéria Orgânica Natural

MOP – Matéria Orgânica Particulada

NOD – Nitrogênio Orgânico Dissolvido

OD – Oxigênio Dissolvido

PO – Fósforo Orgânico

POD – Fósforo Orgânico Dissolvido

PI – Fósforo Inorgânico

PRD – Fósforo Reativo Dissolvido

RL – Radicais Livres

SEMARH – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos

TOC – Carbono Orgânico Total

VMP – Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. ESTADO DA ARTE .....</b>	<b>5</b>
2.1. Hipoxia em sistemas estuarinos.....	5
2.2 Dinâmica do oxigênio dissolvido (OD).....	9
2.3 Matéria orgânica dissolvida (MOD).....	12
2.4 Impacto do aporte de nutrientes.....	15
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>22</b>
3.1 Caracterização da área de estudo.....	22
3.2 Amostragem e Metodologia Analítica.....	26
3.3 Tratamento dos dados.....	26
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>29</b>
4.1 Parâmetro da qualidade da água do estuário do rio do Sal.....	29
4.2 Dinâmica do oxigênio dissolvido na água do rio do Sal .....	40
<b>5. CONCLUSÕES.....</b>	<b>50</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>52</b>
<b>APÊNDICES.....</b>	<b>61</b>
APÊNDICE A – GRÁFICO DA DISTRIBUIÇÃO SAZONAL DAS PRECIPITAÇÕES MÉDIAS NOS MESES ANALISADOS. ....	63
APÊNDICE B – TABELAS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA.....	64

## 1. INTRODUÇÃO

O oxigênio dissolvido (OD) na água é um importante parâmetro da qualidade da água em ambientes estuarinos, porque baixas concentrações de OD podem levar os organismos aquáticos ao estresse fisiológico ou até mesmo a morte. Níveis baixos de oxigênio inibem a atividade enzimática, aumentando as concentrações do  $\text{Ca}^{2+}$  intracelular; formando elevados níveis de radicais livres, como a hidroxila ( $\text{OH}^\cdot$ ), superóxido ( $\text{O}_2^\cdot$ ) e peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) e desse modo desencadeando processos degenerativos que podem resultar na morte celular (ROJAS, 2011).

A solubilidade do  $\text{O}_2$  na água é controlada por um conjunto de fatores físico-químicos, tais como: temperatura, pressão atmosférica e salinidade, sendo o fator mais importante a temperatura. A solubilidade de gases na água diminui com a elevação da temperatura, isso significa dizer que em regiões tropicais, como o Nordeste brasileiro, teremos menos oxigênio dissolvido na água do que em ambientes aquáticos de clima temperado, mantendo constante a salinidade e a pressão atmosférica. A salinidade, embora, com efeito, muito menor quando comparado com a temperatura, também influencia na dissolução do  $\text{O}_2$  na água. Dessa forma na água de um estuário, a concentração do OD terá um valor menor que na água doce. (FIORUCCI; FILHO, 2005).

As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, as perdas de oxigênio são causadas pela decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera (desaeração), respiração de organismos aquáticos, nitrificação e oxidação química abiótica de substâncias como íons metálicos – ferro (II) e manganês (II) -, por exemplo (FIORUCCI; FILHO, 2005).

No ambiente aquático não poluído, o material orgânico mais habitualmente oxidado é de origem biológica, como plantas mortas e restos de animais. O consumo de oxigênio nesse processo é compensado pelo produzido pela fotossíntese e aeração pelo oxigênio da atmosfera. Quando quantidades significativas de matéria orgânica são incorporadas ao ambiente aquático, em geral através do aporte de esgotos domésticos e efluentes industriais, a demanda por oxigênio supera a produção, levando a depleção do OD na água ou mesmo a condições de hipoxia ou anoxia.

Não é fácil a detecção da hipoxia, porque o oxigênio dissolvido na água apresenta grandes variações em curto intervalo de tempo (menos que um dia), devido a mudanças nas velocidades de produção e consumo do oxigênio, em função de alterações nos diferentes



fatores ambientais (NEZLIN *et al.* 2009). Entretanto, a importância do seu estudo é fundamental, pois valores abaixo de  $2 \text{ mg L}^{-1}$ , no entanto níveis entre 2 e  $5 \text{ mg L}^{-1}$  podem ser fisiologicamente estressante ou letal para os organismos aquáticos. O estresse fisiológico pode provocar desde a redução do desenvolvimento de larvas até alterações reprodutivas dos peixes (DIAZ; ROSEMBERG, 1995).

A depleção do oxigênio dissolvido na água de estuários urbanos que receberam elevadas cargas de matéria orgânica é um processo que vem sendo registrado desde muitos anos atrás, embora se tenha obtido melhoras consideráveis nas últimas décadas. E como regra o fenômeno da hipoxia, em áreas estuarinas e costeiras, tem sido associado à eutrofização pelo enriquecimento de nutrientes, resultando numa excessiva produção algal (DIAZ; ROSEMBERG, 2008 apud MURRELL *et al.* 2013).

No Nordeste do Brasil as principais fontes antropogênicas de nutrientes são os despejos de esgotos não tratados, fertilizantes e atividades de aquicultura (LACERDA *et al.* 2006). A carcinicultura tem causado impactos ambientais, associados principalmente a emissão de grandes quantidades de nitrogênio e fósforo para águas estuarinas (BURFORD *et al.* 2003). A capacidade de um sistema assimilar o aporte de nutrientes é finita. O excesso de aporte de nutrientes pode alterar a composição das espécies, a diversidade e dinâmica da biota local. Adições frequentes de nutrientes podem provocar um *bloom* fitoplanctônico levando a eventos de hipoxia com massiva morte de peixes (PAEZ-OSUNA *et al.* 1999).

Publicações mais recentes enfatizam a complexidade da resposta dos ambientes estuarinos ao enriquecimento por nutrientes, contudo a associação com a eutrofização, frequentemente, é feita de forma muito simplista. Nem toda hipoxia é resultante do excesso de nutrientes, mas pode ter como causa maior o aporte alóctone de materiais redutíveis, que demandam o oxigênio dissolvido na água para sua oxidação, como por exemplo, a matéria orgânica lançada nos estuários urbanos pelos esgotos domésticos e efluentes industriais (SHARP, 2010).

O rio do Sal é um dos afluentes da margem direita do rio Sergipe, recebe os despejos sanitários *in natura* de vários núcleos habitacionais (Jardim Centenário, Sta Gleide, Bugio, Soledade, Bonfim, Fernando Collor, João Alves, Marco freire I, II, III etc) e também despejos industriais e o afluente da Estação de Tratamento de Esgoto de Aracaju – Erq Norte (ADEMA, 2005). Na região entre o Porto do Gringo e o riacho Palame, observa-se a presença de várias fazendas de aquicultura, cujos descartes são também lançados no rio do Sal. Já há muito tempo vem se observando uma mortandade significativa de peixes nas águas do rio do Sal em períodos esporádicos. Medidas realizadas durante alguns eventos de mortandade

mostraram valores do oxigênio dissolvido na água abaixo de  $3 \text{ mg L}^{-1}$ , chegando em alguns pontos a anoxia, concentração de OD igual a zero (ADEMA, 2004, 2005). Os últimos eventos significativos de mortandade aconteceram em 24.11.2010 e 23.02.2012.

O Órgão Ambiental tem indicado como principal causa da morte dos peixes, a elevada carga orgânica lançada pelos despejos sanitários naquele ambiente e possivelmente os despejos dos viveiros da carcinicultura drenados pelas águas de escoamento superficial, visto que esses eventos ocorreram após fortes chuvas na região. (ATALAIA AGORA, 2012).

Para Alves *et al.* (2009), o rio do Sal vem sendo impactado pelos núcleos habitacionais, viveiros de camarão e pequenas indústrias espalhadas ao longo do estuário. O impacto dos viveiros de camarão tem levado a superpopulação de algas verdes, dificultando a penetração da luz na coluna d'água e levando a baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água o que pode provocar a mortandade de peixes.

Sem dúvida nenhuma os esgotos sanitários são os principais responsáveis pelo processo acelerado de poluição em que se encontra o rio do Sal e isso se confirma pelos níveis elevados de coliformes fecais na água do estuário, que variou de 350 a 1.600.000, com um valor médio de 154.291 NMP/100mL, no período de outubro de 2010 a setembro de 2011 (ALVES *et al.* 2012).

No estudo de Monitoramento Ambiental do Rio do Sal, realizado no período de outubro de 2010 a setembro de 2011 (DESO – ITPS, 2011), foram identificados no padrão de distribuição do OD, três períodos distintos: (1) outubro/2010 com as concentrações de OD mais elevadas, (2) abril, julho e setembro com concentrações intermediárias e (3) dezembro/2010 e fevereiro/2011 com as concentrações mais baixas. Eventos de hipóxia, sem mortandade de peixes, foram observados em dezembro e fevereiro, sendo mais pronunciada em fevereiro, quando toda parte inicial do estuário foi atingida.

Considerando que o período de monitoramento foi muito limitado, essa dissertação foi desenvolvida visando ampliar a aquisição de dados, no sentido de confirmar o padrão da distribuição do oxigênio dissolvido com o objetivo de: a) determinar os fatores que influenciam na sua distribuição espacial e temporal; b) identificar os eventos de hipóxia e os mecanismos que a controlam; c) avaliar o aporte antropogênico de nutrientes e matéria orgânica, através das medidas de nitrogênio, fósforo e carbono orgânico na água e identificar as suas variações temporais; d) avaliar o processo de mistura água do rio – água do mar, através das medidas de salinidade e analisar como essa mistura influencia na dinâmica do oxigênio dissolvido e nos eventos de hipóxia; e) avaliar a correlação entre o aporte de nutrientes, matéria orgânica e a distribuição do oxigênio dissolvido na água.

A dissertação está dividida em três capítulos principais. O capítulo 1 traz uma revisão da literatura sobre o fenômeno da hipóxia e seus efeitos em relação ao oxigênio dissolvido na água. Trata também do aporte de nutrientes e de matéria orgânica como causas principais da hipoxia. O capítulo 2 descreve a área de estudo, o procedimento de amostragem e as metodologias analíticas que foram utilizadas no trabalho. No capítulo 3 os resultados são apresentados e discutidos, visando situar a hipoxia do estuário do rio do Sal, no espaço e no tempo e identificar as suas principais causas. Finalmente é apresentada uma conclusão geral dos resultados obtidos.

## 2. ESTADO DA ARTE

### 2.1. Hipoxia em sistemas estuarinos

Fenômenos de hipoxia e anoxia têm ocorrido em vários sistemas estuarinos em todo o mundo (VERITY *et al.* 2006, NEZLIN *et al.* 2009; WANG *et al.* 2009; SHARP, 2010; ZANG *et al.* 2010; KIM *et al.* 2010; ZHU *et al.* 2011; BROW *et al.* 2011). Tais ecossistemas, além de uma biodiversidade complexa apresentam vulnerabilidade associada às instabilidades intrínsecas ao setor e a superveniência de eventos naturais e antropogênicos que ocorrem no interior e na periferia do estuário.

Concentrações de oxigênio dissolvido  $\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$  é comumente definido como hipoxia, no entanto níveis entre 2 e 5  $\text{mg L}^{-1}$  em águas estuarinas podem ser fisiologicamente estressante ou letal para os organismos aquáticos. De modo que nesse evento pode haver redução da sobrevivência, desenvolvimento e crescimento das larvas, modificação das taxas de crescimento de peixes, das disponibilidades alimentares e susceptibilidade à predação, bem como alterações das atividades reprodutivas (DIAZ; ROSEMBERG, 1995).

A exposição prolongada a baixas concentrações de OD podem trazer impactos irreversíveis ao meio aquático, limitando o desenvolvimento das espécies, bem como adotando estratégias adaptativas para sobreviver em ambientes de hipoxia. Entretanto, a mortandade de peixes é inevitável, quando os mecanismos e recursos empregados pelos peixes, para se adaptar a tais habitats, são insuficientes (ROJAS, 2011).

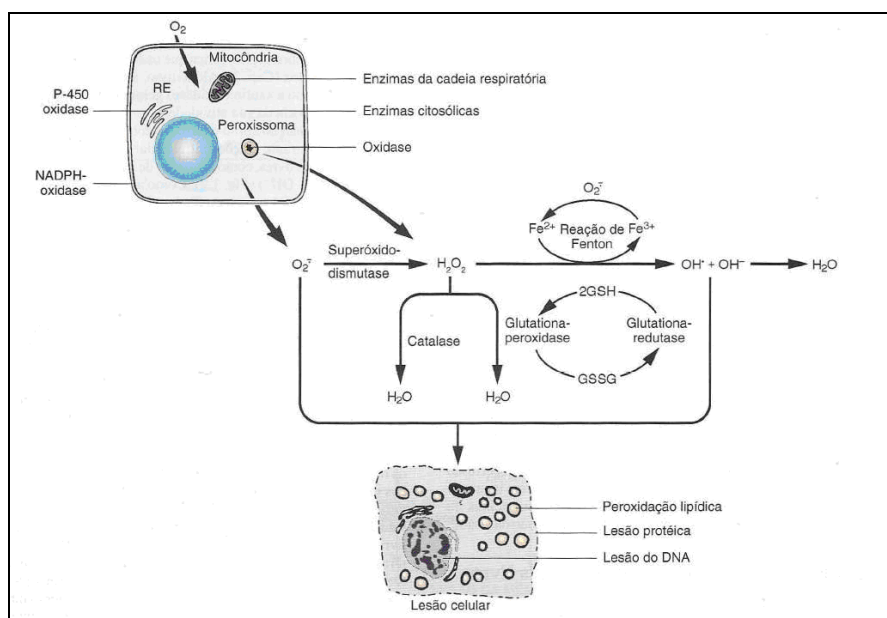
O estresse metabólico em peixes estuarinos foi examinado por Cooper *et al.* (2002), na bacia do rio *Tar-Pamlico*, Carolina do Norte, após regulares mortandade de peixes no verão. Experimentos laboratoriais mostraram que exposição a doses subletais de hipoxia, provou elevar as atividades enzimáticas antioxidantes nos organismos estudados.

A morte dos organismos vivos, causada por hipoxia, ocorre quando processos degenerativos desencadeados por metabólitos intermediários, Radicais Livres (RL), moléculas químicas que tem um elétron ímpar na sua órbita externa que formam subprodutos, que resultam em morte celular (ROJAS, 2011). Os Radicais Livres (RL)

são altamente reativos e coletivamente conhecidos como Espécies Reativas de Oxigênio (ERO) (LI; KARIN, 1999).

Níveis elevados de ERO em células aeróbicas são considerados estressores por provocarem estresse oxidativo, e o organismo na tentativa de neutralizar a ameaça estressora e os seus efeitos produz antioxidantes de natureza enzimática ou não, como mostra a Figura 1. Hermes - Lima *et al.* (2002) ao estudarem o estresse oxidativo, relataram que estas substâncias tem potencialidade de danificar macromoléculas como DNA, lipídios e proteínas.

Figura 1 - Formação de espécies reativas de oxigênio e mecanismos antioxidantes em sistemas biológicos adaptado por Hermes-Lima



Fonte: Radicais Livre (2014)

Animais que vivem em ambientes marinhos, estuarinos desenvolveram antioxidantes eficientes para minimizar o estresse oxidativo e regular a ação celular dos ERO. Visto a produção elevada de ERO após variações bruscas dos níveis de oxigênio em ambientes aquáticos o sistema antioxidante controla os efeitos prejudiciais provocados durante o processo hipoxia/reoxigenação (WELKER *et al.* 2013).

Pesquisas realizadas em ambientes aquáticos mostraram que após manterem peixes em gaiolas por duas semanas, expostos á variações cíclicas do oxigênio, em ambientes estuarinos rasos, houve formação de ERO e a consequente formação de enzimas antioxidantes causando efeito estressante nos peixes. A elevada produção

destas enzimas é apenas uma das reações orgânicas destes animais e situação de estresse, principalmente se a variação do OD estiver associada á eutrofização ou poluição dos ambientes (DE SOUZA, 2007; ROSS *et al.* 2001),

A massiva mortandade de peixes e eventos de hipoxia ocorridas no estuário de *King Harbor*, USA em março de 2011, motivou Staufeer *et al.*(2013), a medirem as taxas de OD, por vários dias após o evento. Eles observaram mudanças significativas na estrutura da comunidade de diatomáceas com drástica redução do rendimento do fitoplâncton e do processo fotossintético, indicando estresse fisiológico grave durante a hipoxia.

Hipoxia extrema foi encontrada no estuário de *Harbor*, USA com taxas de abaixo de  $2 \text{ mg L}^{-1}$  e uma variação elevada de oxigênio, resultando em uma severa redução dos organismos eucariontes, da diversidade, da regularidade e da riqueza taxonômica. A mudança trófica foi observada ao longo do estuário a partir do domínio relativos de heterótrofos do tipo bacteriófagos ciliados, o aumento foi em mais de 80%, em cima do conjunto de fotoautótrofos.

Cheek (2011) relatou que em estuários rasos e em riachos com ciclo de maré, a fotossíntese e a respiração na coluna d'água podem produzir períodos de hipoxia diariamente. Exposição à ciclos de hipoxia está associada ao menor índice de gonadosomático, indicador do ciclo reprodutivo de peixes e menores concentrações de hormônios esteroides sexuais de peixes podendo comprometer a fertilização das fêmeas e o sucesso reprodutivo.

Para Yin *et al.* (2004) a distribuição espacial em águas com concentrações baixas OD, pode ser controlada pela circulação estuarina porque o OD estava significativamente correlacionado com a salinidade nos verões de 1981 e 1984, no estuário *Pearl River*/ sul da China.

A salinidade da água em qualquer ponto de um estuário reflete o grau em que a água do mar foi diluída pelo influxo da água doce. A existência de um gradiente de salinidade é uma característica marcante para os estuários, em sua grande maioria. Desta forma a salinidade é mais baixa, perto da cabeceira do rio e valores elevados para a boca do oceano.

Quando o influxo de água doce é muito grande e as correntes de maré são fracas, ou quando há longos períodos com pouco ou nenhum vento, episódios de hipóxia ou anoxia podem ocorrer (OLSEN *et al.* 2006).

O monitoramento de águas estuarinas, que sofre eventos de hipoxia mesmo em períodos esporádicos, faz-se necessário para avaliar as condições do ambiente e analisar as relações intrínsecas que favorecem ao desequilíbrio ecológico. Constantes monitoramentos realizados por Sharp (2010), no estuário de *Delaware*, mostraram que, em 40 anos de dados coletados, não houve relação determinante entre a hipoxia e a produção algal elevada, visto o crescimento elevado de peixes e crustáceos, ao longo dos anos.

Garrel; Ferreira (2011), monitoraram o estuário de Guadiana, na fronteira sul de Portugal e Espanha, para entenderem os processos hidro-ecológicos apresentados. Utilizando séries históricas de dados fizeram correlações de parâmetros como: clorofila, turbidez e OD para integrar dados analisados, definir e entender as mudanças que contribuem para eventos específicos ocorridos naquele sistema.

A atividade, acima relatada é uma ferramenta de gestão muito utilizada pelas autoridades governamentais como tentativa de propor ações que minimizem impactos nocivos ao meio aquático. Wilding *et al.* (2012) desenvolveram um indicador de risco do OD, na costa norte da Nova Zelândia, numa escala regional influenciada pela variação espacial e temporal da maré.

Estudos realizados por Ning *et al.* (2011) mostraram a diminuição significativa de comunidades de organismos marinhos no Mar da China Oriental (MCO), a longo prazo. Em áreas com alto grau de hipoxia do estuário *Changjian*, detectou-se baixo índice de zoobentos. Este fenômeno teria maior efeito no sistema evolutivo da dinâmica ecológica do MCO.

Kerr *et al.* (2013) relataram uma gama de opções de gerenciamento visando impedir o desenvolvimento de hipoxia em águas escuras ou reintroduzir oxigênio em águas desoxigenadas. Através da gestão criteriosa dos rios é possível minimizar os impactos dos fluxos de hipoxia, após intensas turbulências ocasionadas por precipitações e a lixiviação de carbono orgânico.

O crescimento de áreas hipóxicas/anóxicas na baía de *Chesapeake* tem sido foco de pesquisa, avaliação e políticas governamentais, por várias décadas. Impactos provocados por mudanças climáticas e o elevado fluxo de poluição pode ser o principal fator da depleção do oxigênio e consequentemente as péssimas condições ecológicas e desenvolvimento econômico da região (PRASAD *et al.*, 2011).

Estuários urbanizados são sacrificados em prol do desenvolvimento desordenado e desorganizado das cidades, visto possuir um fluxo rápido e dinâmico

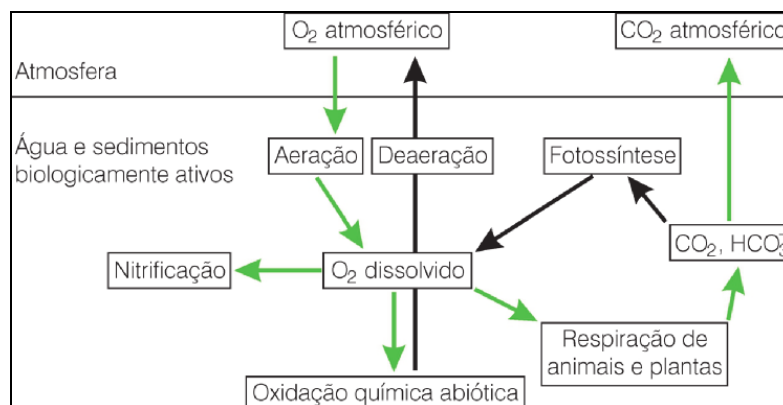
de entradas e saídas das águas pela maré e pela drenagem fluvial. A deterioração da qualidade das águas do estuário do rio *Lower Fraser*, Canadá, deve-se principalmente às descargas elevadas de matéria orgânica doméstica e industrial, que por sua vez interferem no ciclo do OD (KOACH, 1976).

## 2.2 Dinâmica do oxigênio dissolvido (OD)

Na vida estuarina, o oxigênio dissolvido (OD) é necessário para a respiração de organismos aeróbicos. A sua importância não se restringe apenas à sobrevivência aquática, ela está no fato de ser um agente oxidante essencial nas reações envolvendo transferência de elétrons; além de evitar a formação de gases de odores desagradáveis como o gás sulfídrico, produto da decomposição da matéria orgânica (FIORUCCI *et al.* 2005).

A ocorrência de hipoxia deve-se ao desequilíbrio do balanço iônico do oxigênio, de modo que a depleção do oxigênio é superior à aeração desta substância gasosa no ambiente aquático. O consumo desordenado do oxigênio do meio aquático pode ser acelerado por processos bioquímicos e metabólicos que ocorrem em águas e sedimentos biologicamente ativos (FIORUCCI *et al.* 2005). Na Figura 2 está representado o balanço do oxigênio, bem como os processos biogeoquímicos que influenciam na entrada e saída de oxigênio no meio aquático.

Figura 2 - Balanço de oxigênio nos sistemas aquáticos; os processos acelerados ou aumentados pela descarga de materiais orgânicos são indicados por setas verdes (adaptado de Connell, 1997).



Fonte: FIORUCCI *et al.* (2005) Modificado de CONNELL (1997).



O gás oxigênio ( $O_2$ ) presente na água deve-se em parte à dissolução do  $O_2$  do ar atmosférico no processo de aeração e em parte como produto da fotossíntese. O  $O_2$  é trocado com a atmosfera devido a processos físicos (troca gasosa ar-mar), o que resulta num ganho líquido quando  $O_2$  está abaixo da saturação e uma perda líquida quando é supersaturada (MOORE *et al.* 2009).

O processo de aeração foi descrito por Nezlin *et al.* (2009), ao estudar a dinâmica do oxigênio dissolvido na parte superior da baía de Newport, em que o fluxo de oxigênio da atmosfera através da coluna de água para camadas inferiores é regulado pela mistura vertical, que por sua vez é influenciada pela estratificação de coluna de água, perfis verticais de temperatura, salinidade, vento e mistura da maré.

As plantas aquáticas transformam energia primária luminosa em oxigênio através da fotossíntese. A taxa fotossintética depende da luz disponível, que varia em diferentes escalas de tempo (NEZLIN, 2009). Alencar *et al.* (2010) relataram que a fotossíntese das macro algas clorófitas ocorre de forma semelhante ao mecanismo das plantas C3 (plantas que produzem compostos orgânicos apenas na fase escura da fotossíntese, cujas moléculas possuem 3 carbonos). A luz é absorvida pelas clorófilas, pigmentos fotossintéticos, cujas moléculas do tipo a e b possibilitam a oxidação da molécula de água em oxigênio, convertendo energia luminosa em energia química.

Os níveis de oxigênio dissolvido no interior dos estuários são resultados da interação de vários fatores físicos e biológicos, incluindo a estratificação da coluna de água e as demandas bentônicas de oxigênio e fotossíntese (BROWN, 2011). A solubilidade do oxigênio na água sofre influência de fatores físico-químicos como: a temperatura, a pressão atmosférica e salinidade.

A solubilidade do oxigênio na água é um dos fatores que controlam a concentração do  $O_2$  em um corpo d'água. Fiorucci; Filho *et al.* (2005), descreveram que a solubilidade é inversamente proporcional à altitude e à temperatura, por outro lado é diretamente proporcional à pressão atmosférica. A influência da salinidade na dissolução do oxigênio dissolvido (OD) é fundamental em estuários, pois as águas marinhas possuem menor valor de OD do que águas doces nas mesmas condições de temperatura e pressão.

Assim a quantidade de minerais ou a presença de elevadas concentrações de sais dissolvidos podem influenciar o teor de OD na água. Mandal *et al.* (2012) ao estudar a dinâmica do OD no sistema de estuário *Hooghly-Matla*, Índia, concluiu que

a temperatura e a salinidade da água são inversas ao OD, e são fatores limitantes para a distribuição e abundância de fitoplâncton e zooplâncton.

Kim *et al.* (2010) ao estudar a dinâmica anual da hipoxia na água do estuário de *Harbor* no ano de 2000, observaram que durante os períodos estudados a alta descarga do rio, forte estratificação da salinidade vertical resultou em redução de mistura vertical, que impede que a água de superfície forneça OD para a água do fundo, onde o OD no sedimento é consumido continuamente. Assim, houve uma variação temporal significativa do volume de água com níveis de OD reduzidos.

Por outro lado, a depleção de oxigênio dissolvido nos corpos d'água deve-se: à deaeração (o oxigênio volta ao estado gasoso para o ar atmosférico); respiração dos organismos de origem animal e vegetal; oxidação química abiótica de substâncias metálicas; nitrificação (oxidação biológica de compostos nitrogenados) e ao processo de decomposição da matéria orgânica (FIORUCCI; FILHO, 2005).

Tanto animais como vegetais usam oxigênio em processos de respiração celular para transformar a matéria orgânica digerida em energia. Devido à mudança no equilíbrio de processos físicos, químicos e biológicos, níveis de OD em estuários variam tanto sazonalmente como diariamente (NEZLIN, 2009).

Condições e períodos quentes e de alta atividade biológica durante os meses de verão pode levar a níveis perigosamente baixos de OD em estuários. Áreas de águas rasas altamente produtivas têm mais probabilidade de se tornar pobre em oxigênio à noite, durante o verão, quando as taxas de temperatura e respiração são elevadas, ou após um período de dias nublados, quando o fornecimento de oxigênio a partir da fotossíntese é reduzido.

Lehmann *et al.* (2009), mediram a concentração e as proporções de isótopos estáveis de OD na coluna d'água no estuário do Golfo de São Lourenço, para determinar a importância relativa do oxigênio dissolvido para a respiração no desenvolvimento de pelágicos e bentônicos em águas profundas hipóxicas. A diminuição progressiva de oxigênio dissolvido nas águas de fundo ao longo do eixo do canal laurenciano (LC) é acompanhada, no fracionamento do isótopo do O<sub>2</sub> por um aumento na proporção <sup>18</sup>O:<sup>16</sup>O relacionado com a respiração bacteriana do oxigênio.

Madal *et al.* (2012), utilizaram um modelo que revelou que o baixo teor de OD na água da enseada da ilha de Sagar, Índia é uma das causas do declínio da população do peixe do estuário *Hooghly–Matla*. O OD não é apenas utilizado na decomposição da matéria orgânica particulada no estuário, mas também pelos organismos que colonizam

sedimentos de manguezais adjacentes ao estuário. O declínio populacional de peixes em riachos da ilha de *Sagar* é devido aos menores valores do OD durante pré-monção e monção (ventos sazonais entre os períodos chuvosos e secos) durante um ano.

Despejos sanitários e decomposição da biomassa de fitoplankton são os maiores responsáveis pela depleção de OD em estuários. Visto que elevadas concentrações de clorofila são indicadores de altos níveis de biomassa planctônica, que pode causar diminuição da luminosidade, decréscimo da produção bentônica, perda de vegetação na água, baixo OD no fundo e levar a mortandade ou mudanças de habitat dos peixes e crustáceos (EVANS; SCAVIA 2013).

A presença do OD na água estuarina segue um ritmo dinâmico em virtude das características ambientais, além dos processos existentes e ou passageiros que venham ocorrer. A entrada de matéria orgânica em ritmo acelerado pode trazer consequências negativas à qualidade do corpo d'água, justamente pelo fato de ser o principal responsável pela queda na concentração do OD.

### **2.3 Matéria orgânica dissolvida (MOD)**

Matéria orgânica (MO) é todo material de origem animal ou vegetal produzido no próprio ambiente aquático ou introduzido por ação antropogênica. A ciclagem da MO no ambiente estuarino é um processo chave para o ciclo global do carbono (AZEVEDO *et al.* 2008). Os processos biogeoquímicos do carbono iniciam-se na fotossíntese até a decomposição completa da MO podendo ser convertido em CO<sub>2</sub> e compostos inorgânicos através da oxidação (GESSNER *et al.* 1999)

De acordo com a fonte, a MO pode ser de origem espontânea do meio estuarino, formada pela degradação química, fotoquímica e bacteriana do material biológico do meio, chamada MO autóctone. Os compostos orgânicos presentes nas águas naturais são proveniente basicamente substâncias húmicas oriundas da decomposição da MO predominantemente vegetal (LARA; THOMAS, 1995).

A MO proveniente da lixiviação da material orgânico dissolvido no solo e pelo aporte antropogênico é denominada de alóctone (LARA; THOMAS, 1995). Essa última provoca uma demanda de oxigênio superior à solubilidade de equilíbrio máxima de oxigênio, podendo ocasionar eventos de hipoxia e anoxia, caso o meio aquático não seja, continuamente, aerado (FIORUCCI; FILHO, 2005).

A matéria orgânica presente em águas naturais (MON) é uma matriz complexa formada por compostos orgânicos derivados de plantas, animais, microorganismos, despejos e dos produtos de degradação (MATILAINEN *et al.* 2002; COSTA *et al.* 2011). A MON pode se apresentar tanto na forma dissolvida (MOD/COD) como na forma particulada (MOP/COP), e é utilizada como fonte de energia, nutrição, formação de depósitos fósseis e registro das condições ambientais além da importância geoquímica para transporte de metais e outros poluentes.

A matéria orgânica particulada (MOP) consiste em detritos vegetais, matéria orgânica do solo, invertebrados, entre outros, sendo muito importante na cadeia alimentar detritívora dos ecossistemas aquáticos. Inicialmente, a matéria orgânica está em forma de partículas, mas devido à ação de microrganismos, a morte das células e excreção, uma fração e provavelmente a maior parte, mais cedo ou mais tarde é transformado em carbono orgânico dissolvido (COD) (BERTILSSON *et al.* 2003).

O COD por ser mais instável é degradado e preferencialmente utilizado na cadeia heterotrófica. A MOD é formada por uma mistura de moléculas orgânicas como: proteínas, carboidratos, aminoácidos, ácidos graxos, e substâncias genericamente conhecidas como compostos húmicos. As substâncias húmicas são compostas por ácidos húmicos (fração insolúvel em água em pH < 2 e solúvel em valores elevados de pH), fúlvicos (fração solúvel em água sob quaisquer condições) e humina (fração insolúvel em quaisquer valores de pH) (GUSSO, 2008).

As plantas marinhas, particularmente fitoplâncton, podem utilizar a maioria ou todos os nutrientes inorgânicos disponíveis e transformá-los em matéria orgânica. Assim, as principais fontes de MOD e sua composição, podem mudar entre os estuários, dependendo de suas características hidrodinâmicas (MARQUES, 2010).

A MOD é o principal mediador do fluxo de energia no oceano, de modo que essa molécula dissolvida é a forma assimilada pelas bactérias. Uma fração menor de MOD não é incorporada à composição microbiana, sendo acumulada nos sedimentos dos oceanos (DITTMAR, 2014).

As principais fontes naturais de COD derivam da degradação da matéria orgânica morta proveniente de plantas terrestres, macrófitas aquáticas e fitoplâncton. A produção de esgotos domésticos e industriais representa uma fonte antropogênica de MOD. Na escala de uma bacia de drenagem, o contexto das paisagens integradas às características físicas, químicas e biológicas do meio aquático deve, portanto, suportar

uma variada composição de material orgânico dissolvido nas águas fluviais (WETZEL, 1975).

O COD é uma das principais frações da matéria orgânica (MO), que se constitui em fonte de energia nos ambientes aquáticos. Resultados de estudos recentes revelaram que COD é um componente ativo e dinâmico nos ciclos biogeoquímicos de carbono e desempenha um papel importante nos ecossistemas marinhos (MOPPER *et al.* 1991 ).

Diversos estuários no mundo apresentam altos níveis de produtividade primária devido ao enriquecimento de nutrientes. A dinâmica do COD é um processo-chave para o metabolismo do ecossistema onde a sua quantidade e qualidade varia em função da sua origem. O COD formado por processos autóctones tende a ser lábil, de fácil consumo. Por outro lado o COD de origem alóctone tende a ser mais refratário e menos acessível (BOUILLON *et al.* 2008).

O consumo aeróbico de COD por microrganismos envolve a oxidação da matéria orgânica para finalmente produzir o dióxido de carbono e água. Quando as concentrações de COD são elevadas, a taxa de consumo de oxigênio pode ser superior à taxa de difusão de oxigênio para dentro da água a partir da atmosfera (KOETSIER *et al.* 1997; O'CONNELL *et al.* 2000).

He, *et al.* (2010) observaram que a entrada de esgoto era uma importante fonte de COD no estuário de rio *Pearl*. Experimento de incubação revelou que uma parte substancial (15-45 %) de COD do estuário era biodegradável. Taxas de respiração bacteriana foram muito maiores do que as taxas de consumo de COD, o que sugere que houve outros processos de consumo de oxigênio, como a nitrificação, além da respiração aeróbica da matéria orgânica.

Fernández *et al.* (2002) concluíram que o lançamento de resíduos de esgoto e de agricultura urbana transportados para o estuário do rio *Culiacan*, noroeste do México, vem produzindo o aumento de carbono, fósforo e nitrogênio para a área de estudo.

O estuário do rio *Ariquindá* foi classificado como mesotrófico, segundo Grego *et al.* 2009. Eles concluíram que com base nos níveis de oxigênio dissolvido, nutrientes, biomassa e produtividade fitoplancônica que o estuário não sofre fortes impactos antrópicos, possui uma moderada capacidade produtiva, e a maré foi o fator físico condicionante do ambiente.

Markager *et al.* (2011) analisaram estuário de *Horsens Fjord*, na costa leste da Dinamarca, com uma profundidade média de 2,9 m e que a MOD encontrada no estuário está relacionada com altas cargas de nutrientes inorgânicos. Eles relataram que

a produção e a degradação de MOD dentro destes estuários estuário vão dominar sobre as entradas alóctones e controlar tanto a concentração e as características do MOD.

A grande quantidade de matéria orgânica produzida, ao ser decomposta, diminui drasticamente a concentração de oxigênio nas camadas mais profundas, tornando-as anaeróbias. Além disso, são produzidos gases nocivos para a biota, como gás sulfídrico e metano. Nessas condições ocorre favorecimento da liberação de íons do sedimento e o fosfato atinge a zona eufótica por difusão, contribuindo para a eutrofização (FERREIRA *et al.* 2005). Apesar de serem ambientes pouco favoráveis para o crescimento de algas e outras plantas, com turbidez e velocidades elevadas, a ocorrência de hipoxia e anoxia são detectadas em estuários eutrofizados. A eutrofização, em geral, afeta o balanço do oxigênio no meio aquático. Nezlin *et al.* (2009) relataram que, no estuário eutrofizado de *Upper Newport Bay*, ocorreu um desequilíbrio no balanço do OD, onde a demanda tornou-se elevada tanto no período noturno como diurno. Concluindo que a produção do OD realizada pelas macroalgas foi superada pelo consumo durante a respiração.

O aumento da macroalga resulta em aumento da produção fotossintética de oxigênio, mas este aumento é freqüentemente ultrapassado pelo consumo de oxigênio, porque macroalgas liberam grandes quantidades de matéria orgânica dissolvida, que entra na cadeia alimentar microbiana (ALBER; VALIELA, 1994).

A decomposição é o processo de degradação metabólica de matéria orgânica e é essencialmente caracterizado pela quebra da cadeia de carbono com consequente liberação de energia. A reação química envolvida pode ser expressa pela equação empírica proposta por FIORUCCI; FILHO (2005):  $MO (C, H, N, S) + 5O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O + NO_3^- + SO_4^{2-}$ .

## 2.4 Impacto do aporte de nutrientes

O nível de concentração dos nutrientes é o principal fator limitante da produtividade primária, sua disponibilidade pode determinar o desenvolvimento e manutenção da biodiversidade aquática costeira (HORNE; GOLDMAN, 1994). Por serem compostos químicos essenciais ao metabolismo de seres vivos, os nutrientes, tanto nitrogenados como fosfatados fazem parte das estruturas fisiológicas principalmente dos fitoplanctons. Entretanto, a sua presença em níveis elevados pode trazer um desequilíbrio irreversível ao meio aquático.

Adições frequentes de nutrientes em estuários, pelo aporte antropogênicos, tanto industrial e urbano como pela descarga de efluentes da carcinicultura e lixiviação dos fertilizantes da agricultura, podem provocar um “blomm” fitoplanctônico. A capacidade das células do fitoplâncton de sintetizar matéria orgânica depende da disponibilidade de carbono, nitrogênio e fósforo no meio, desta forma a produtividade e a biomassa fitoplanctônica refletem as condições de oligotrofia, mesotrofia e eutrofia da água (FRANCO *et al.* 2006).

Paez-Ozuna *et al.* (1999) estudaram o impacto ambiental causado pelas descargas de fósforo e nitrogênio no golfo da Califórnia, e concluíram que o total de nutrientes provenientes da carcinicultura foi menor que as outras fontes, entretanto os efeitos adversos podem ser significativos e de possíveis restrições.

Lacerda *et al.* (2006) estimaram a emissão de cargas de N e P de seis fazendas de carcinicultura adjacentes às áreas estuarinas ao longo da costa do Rio Grande do Norte/Brasil, e concluíram que: a carcinicultura apresenta os maiores fatores de emissão médios para N ( $1,9 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ); Para P, maiores fatores médios de emissão são da pecuária ( $0,9 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ) e da agricultura ( $0,34 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ ), embora o cultivo de camarão também apresenta um significativo fator de emissão por unidade de área para P. Emissões Antropogênicas de N e P são 20 a 50 vezes maior do que as emissões naturais.

Ho, *et al.* (2008) ao investigarem a dinâmica dos nutrientes e a biomassa fitoplanctônica no estuário do rio das Pérolas/Hong Kong, após o lançamento de efluente doméstico tratado quimicamente. Observou-se que eventos de hipóxia são mais prováveis de ocorrer em águas do sul, devido ao nível elevado de nitrato e clorofila *a* e a diminuição do OD, durante o verão, indicando que a qualidade da água nessa região pode estar se deteriorando.

Tais nutrientes são ainda liberados após a decomposição da matéria orgânica para o meio aquático que serão utilizados pelas algas e vegetais superiores para o seu crescimento. Geralmente, em ambientes naturais há baixa concentração de matéria orgânica e escassez de nutrientes, limitando o crescimento das algas (DODDS; WHILES, 2010).

O nitrogênio (N) é um elemento essencial no oceano e é limitante para a produtividade biológica em muitos ecossistemas marinhos (CHONG *et al.* 2012). E a sua importância deve-se principalmente a sua função fisiológica na formação de proteínas, um dos compostos básicos da biomassa, bem como ácidos nucleicos e

coenzimas. As principais fontes naturais de nitrogênio no ambiente aquático são: a chuva, o material orgânico e inorgânico de origem alóctone e a fixação biológica por bactérias e algas cianofíceas (SILVA, 2005).

Há uma necessidade de uma maior valorização e compreensão do papel potencial do nitrogênio orgânico dissolvido (NOD) como participante do ciclo do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos, (BERMAN; BRONK, 2003). Visto que o NOD se origina a partir de organismos fotossintéticos (algas e plantas) e excreção de resíduos nitrogenados pelos animais, lançamento de efluentes e deposição atmosférica também podem contribuir nitrogênio orgânico para a água. A utilização microbiana de NOD garante que compostos nitrogenados dissolvidos são reciclados de forma eficiente no ecossistema e que o nitrogênio orgânico dissolvido torna-se disponível para os organismos que se alimentam de partículas em níveis mais altos da cadeia alimentar (JORGENSEN, 2009).

Em decorrência da decomposição da matéria orgânica nesses sistemas aquáticos, há formação de diferentes tipos de compostos nitrogenados inorgânicos, dentre eles o de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrogênio amoniacal ou amônia ( $\text{NH}_3$ ), amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). A amônia pode ser letal aos peixes em baixas concentrações e menos tóxica na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ) (TOMASSO, 1994).

A amônia por ser extremamente tóxica a sua presença em meio aquático é sempre preocupante e indicação de poluição recente. Segundo Arana (1997), a amônia quando dissolvida na água encontra-se em equilíbrio entre  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ , sendo este equilíbrio influenciado pelo pH, temperatura e salinidade.

No meio aquático, especialmente quando o pH é ácido ou neutro, a amônia é instável, sendo convertida por hidratação a íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ). Por outro lado, esse processo é menos provável em meio alcalino, podendo ocorrer aumento da concentração da forma não ionizada ( $\text{NH}_3$ ) (ESTEVES, 1998).

A forma  $\text{NH}_3$  difunde-se facilmente através das membranas respiratórias, causando danos ao epitélio branquial e, como consequência, dificulta as trocas gasosas entre o animal e a água, desestabilizando o sistema de osmorregulação. A amônia é ainda a principal excreta do peixe e de muitos organismos aquáticos. O balanço entre sua produção e excreção pode ser quebrado por vários fatores endógenos e exógenos, como por exemplo, o aumento dos níveis de  $\text{NH}_3$  na água (WOOD, 1993).

De acordo com experimentos realizados por Bolner (2007), a concentração de amônia aumentou com a redução do oxigênio dissolvido na água. Na *piava*, *Leporinus*



obtusidens Valenciennes, espécie de peixe encontrada principalmente nas Bacias do São Francisco, Paraná (GARAVELLO, 1979) e do Uruguai (ZANIBONI FILHO; SCHULZ, 2003), a hipoxia provocou mudanças fisiológicas, tanto na osmorregulação como nos parâmetros metabólicos, após a exposição a diferentes níveis de oxigênio dissolvido. O experimento confirmou que a amônia é um agente estressor para o peixe, inclusive em baixas concentrações, causando acumulação de amônia no plasma e em outros tecidos.

Esteves (1998) descreve que a transformação de íon amônio em nitrato é denominada de nitrificação, e é realizada por bactérias *Nitrossomonas*, podendo ser expressada através da reação química:  $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 \Rightarrow \text{NO}_3^- + 2\text{H}_2\text{O}$ . O nitrato é a forma mais importante do nitrogênio encontrada nas águas, pois é a preferencial na cadeia alimentar das algas. Este íon quando em elevadas concentrações, pode conduzir a um processo de produção exagerada, ocasionando a eutrofização (BOLNER, 2007).

O nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) é a forma química do nitrogênio normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária no processo de nitrificação. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio, e sua presença na água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica (PICKERING, 1993).

Piñón-Gimate *et al.* (2009) mediram os isótopos estáveis de nitrogênio ( $\delta^{14}\text{N}$ ), especiação do nitrogênio de origem antropogênica, na costa do Golfo da Califórnia, México. A fim de identificar a origem do nutriente responsável pelo “bloom” de macroalgas, foram pesquisados os  $\delta^{14}\text{N}$  em três espécies de macroalgas, na coluna d’água e na matéria orgânica particulada. A variação do nitrogênio nas macroalgas foi maior que nos demais, provavelmente por estas fracionarem os nutrientes.

O fósforo é outro elemento determinante no ciclo biogeoquímico para o crescimento do fitoplâncton e para a produção de peixes nos estuários e na plataforma continental (SLOMP, 2011). O ciclo biogeoquímico natural de fósforo (P) é enorme, mas muito lento. No entanto, as atividades humanas têm acelerado significativamente os ciclos naturais de fósforo, que resultaram em alguns sérios problemas ecológicos que as sociedades modernas veem enfrentando (LIU; CHEN, 2014).

A agricultura constitui uma das principais fontes que dominam o ciclo do fósforo (P) antropogênico. Os resultados apresentados por Liu; Chen *et al.* (2014) mostraram que a entrada global de fósforo em terras de cultivo, nas formas inorgânicas e orgânicas a partir de várias fontes, não pode compensar a remoção das colheitas e as perdas de erosão e de escoamento.

O fósforo (P) é essencial para o crescimento das culturas agrícolas, sendo utilizado como fertilizante e adubo e é fundamental para proporcionar um abastecimento alimentar adequado para uma população mundial crescente. A poluição difusa (erosão, escoamento superficial, lixiviação) é a principal forma de impactar a qualidade das águas pelo P. Desta forma sistemas holísticos de gestão do P, faz-se necessários para mitigar os impactos ambientais e contribuir para a segurança alimentar mundial, protegendo e melhorando a qualidade da água (VADAS, 2014).

As fontes de nutrientes fosfatados são diferentes na origem e na dinâmica no que diz respeito às suas vias de transporte e entrega de águas superficiais e subterrâneas, podendo ser identificadas com base em suas características hidrológicas e de composição. Descargas provenientes de fontes pontuais são geralmente contínuas e altamente concentradas em relação ao recebimento de águas, enquanto fontes difusas são geralmente mais diluídas e dependem de eventos hidrológicos (EDWARDS; WITHERS, 2008).

O fósforo assume um papel fundamental nos processos metabólicos dos seres vivos, como o armazenamento de energia e a formação da membrana celular. O fosfato é a forma oxidada do fósforo encontrado no meio aquático e se apresenta sob três formas: fosfato particulado (PD), fosfato orgânico dissolvido (POD) e fosfato inorgânico dissolvido (PID). O fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato, fosfato reativo ou P-orto) é a fração mais importante por ser assimilada pelos vegetais aquáticos. (ESTEVES, 1998).

Testa, *et al.* (2014) utilizaram um Sistema de Modelagem Oceano Regional (ROMS) acoplado a um modelo biogeoquímico (RCA) como ferramenta para entender os controles do oxigênio dissolvido (OD) na *Baía de Chesapeake*. Os experimentos revelaram uma resposta não-linear de hipóxia á carga de nitrogênio, e identificaram claramente a carga de nitrogênio como componente principal dos eventos hipóxicos no verão *Baía de Chesapeake*.

Por outro lado, Sharp, (2010) afirma que todos os ecossistemas aquáticos são complexos e que a combinação de enriquecimento de nutrientes, alteração e destruição do habitat, a depleção dos níveis tróficos superiores, e inibição de outros nutrientes do que os contaminantes, tudo contribui para a deterioração do meio aquático. A superabundância de um único nutriente não é necessariamente a causa da deterioração estuarina. Visto que a carga de nutrientes para o estuário de *Delaware* é muito alta, mas os sinais típicos de eutrofização não são claros.

Bianchi *et al.*, (2010) postularam que um melhor plano de gestão para o norte do Golfo do México só pode ser alcançado através de uma compreensão mais abrangente deste estuário e não apenas obtendo-se mais informações sobre fluxos de rios, nutrientes, e os programas de monitoramento de hipóxia costeiras do sistema. O consenso geral é que a hipóxia no norte do Golfo do México é causada principalmente pela produção de algas estimuladas pelo excesso de nitrogênio aportados a partir de bacia do rio *Mississippi-Atchafalaya* e estratificação vertical sazonal.

Sistemas estuarinos são capazes de modificar significativamente o fluxo de nutrientes da terra para o mar. A eficácia dessa retenção estuarina depende, pelo menos em parte, da geografia do estuário. O tamanho de um estuário não é a chave para a sua função biogeoquímico, mas sim a relação entre a vazão do rio e da área de areia e lama que por sua vez influencia o armazenamento de sedimentos e de desnitrificação (JICKELLS *et al.* 2014).

Segundo Desrosiers *et al.* (2013) a União Européia e outros países tem adotado legislação para orientar o monitoramento e definir metas que venham tornar ambientes costeiros de boa qualidade. Alguns elementos biológicos foram identificados pelos legisladores para detectar e identificar as fontes de alterações ambientais do ecossistema. Programas de pesquisa têm desenvolvidos métodos para calcular índices da fauna bentônica invertebrada, fitoplanktons, macroalgas e angiospermas, a maioria destes índices são multimétrico, com base na riqueza, abundância e biomassa da comunidade.

De acordo com Statham (2012) é necessária em geral uma abordagem mais holística para entender efetivamente, prever e gerir o impacto de macronutrientes em estuários. A mudança climática afetará entradas e comportamento de nutrientes através de modificações de temperatura, padrões de vento, o ciclo hidrológico, e aumento do nível do mar. A combinação de altas entradas contínuas de nutrientes através da atividade humana e as mudanças climáticas está previsto para levar a um aumento da eutrofização no futuro. Assim, os governos e suas agências têm a oportunidade de avançar com legislação adequada para manter e melhorar a qualidade dos estuários e um exemplo dessa legislação é a *European Union Water Framework Directive*.

Os registros de longo prazo (1992-2010) da qualidade da água realizado por Xue *et al.* (2014) na *Mass Bay, USA* revelou que a variação de OD na região sul é controlada predominantemente por processos biogeoquímicos locais. Os processos de produção pela fotossíntese e consumo pela respiração por estarem, geralmente, equilibrados a

oxidação da matéria orgânica, reaeração tornam-se importantes para o ciclo sazonal da OD. O monitoramento a longo prazo é fundamental para compreender a dinâmica do corpo hídrico e é uma ferramenta para otimizar a gestão do estuário.

Coleman *et al.* (2009) discutiram as causas da degradação do *Golden Horn Estuary*, Istambul. Quarenta anos de descontrolada atividade industrial e crescimento urbano resultou em espessas camadas de sedimento anóxico, bactérias tóxicas, forte odor de sulfeto de hidrogênio, e as condições ecologicamente inabitáveis. Os principais componentes de restauração para reabilitar o estuário, que durou duas décadas, foram soluções físico-químicas, ecológicas e as mudanças sociais.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

O rio do Sal é um dos afluentes da margem direita do rio Sergipe, e no seu entorno estão vários núcleos habitacionais, tais como: Alto da Jaqueira, Japãozinho, Lamarão, Santos Dumont, Soledade, Porto do Gringo, Veneza, São Carlos, Bugio, Jardim Centenário, Porto Dantas, Santa Gleide, e os conjuntos Fernando Collor, João Alves, e Marcos Freire I, II e III. Muitos desses núcleos não são servidos com rede coletoras de esgoto e por isso seus despejos sanitários *in natura*, são descartados no rio do Sal. Além disso, a região em estudo também recebe despejos industriais, de fazendas de aquicultura e o afluente da Estação de Tratamento de Esgoto de Aracaju, Erq Norte.

A área em estudo compreende a região do estuário do rio do Sal desde a confluência com o riacho Palame até a área a jusante do descarte a Erq Norte.

Algumas áreas identificadas como relevantes são descritas abaixo e mostradas nas Figuras 6 a 7, através de registros fotográficos.

Na cabeceira do rio foi notada uma área que se estreita com largura se funilando em direção ao riacho Palame (Figura 3a). À jusante do Palame observou-se pequenas valas de descarte das fazendas de camarão (Figura 3 b). Despejos sanitários foram identificados no complexo residencial, (conj. Bugio), às margens do rio (Figura 3c). Foi visualizado ainda grande área alagada e recuada para o Lamarão, denominado poço do Mero, apresentando intensa contribuição de esgoto *in natura* (Figura 3d).

Nas proximidades da ponte do conj. João Alves, (Figura 3e) às margens do rio encontram-se ocupações residenciais de muitos pescadores, sem nenhuma infraestrutura. Segundo Alves (2006) esta área desempenha papel fundamental para as populações que vivem nas suas margens, desenvolvendo atividades pesqueiras e utilizando o estuário como via de transporte, área para construção de atracadouro e para o lazer .

Na área próxima ao descarte da Estação de Tratamento do Esgoto de Aracaju (Erq Norte) pode-se ver a água apresentando coloração esverdeada bem delimitada com a água marrom, cor predominante na extensão do estuário, além de um odor forte *sui generis* (Figura 3f).

Figura 3a - Cabeceira do rio do Sal



Fonte: SANTOS, 2014

Figura 3b – Vala de descarte de carcinicultura



Fonte: SANTOS, 2014



Figura 3c – Complexo residencial (conj.Bugio)



Fonte: SANTOS, 2014

Figura 3d – Poço do Mero



Fonte: SANTOS, 2014

Figura 3e – Complexo residencial próximo à ponte do Conj. João Alves.



Fonte: SANTOS, 2014

Figura 3f – Descarte da Erq-norte



Fonte: SANTOS, 2014



### 3.2 Amostragem e metodologia analítica

Nesse trabalho foram utilizados os dados obtidos nas campanhas bimestrais realizadas no período de 2010 a 2011 (Relatório de Monitoramento Ambiental do rio do Sal / DESO – ITPS, 2011) e complementado com dados das campanhas realizadas nos meses de setembro e novembro/2013 e janeiro/2014.

Os pontos de amostragem estão descritos na Tabela 1 com as respectivas coordenadas geográficas e podem ser visualizados na Figura 4.

As amostras foram coletadas na camada superficial, na maré vazante por apresentar uma maior influência de água fluvial e dos despejos lançados no estuário.

Foram utilizados recipientes adequados e previamente limpos para cada tipo de análise. Antes da coleta os recipientes foram lavados duas a três vezes com a água a ser amostrada.

Todos os procedimentos de coleta, conservação e análise obedeceram às metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (APHA, 2012) e estão indicados na Tabela 2.

Foram determinados os seguintes parâmetros: temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal total, fósforo reativo total, carbono orgânico total.

Todas as determinações analíticas foram realizadas no laboratório de Química de Água do Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe - ITPS.

Para garantia da qualidade analítica foram usados a calibração com padrões, a análise de reagentes em branco e determinações em replicatas. O laboratório também participa regularmente de programas de proficiência e tem acreditação para alguns parâmetros.

### 3.3 Tratamento dos dados

A análise de correlação foi aplicada ao conjunto dos dados, utilizando o programa Statistica para Windows, versão 6.0 (StatSoftInc., EUA). Um valor- $\alpha$  de 0,05 foi adotado como nível crítico dando um nível de confiança de 95%.

Tabela 1. Descrição dos pontos de amostragem no rio do Sal com as respectivas coordenadas geográficas

Denominação	Descrição	Coordenadas (UTM)
RSP1	Riacho Palame	706526/ 8795512
RSP2	Área de Viveiros a jusante do Palame	707132/ 8795727
RSP3	Despejos e esgotos do Conj. Bugio	707814/ 8795931
RSP4	Poço do Mero	708559/ 8795992
RSP5	Área de viveiros a montante do Porto do Gringo	707260/ 8797099
RSP6	Confluência aratu – Sal	708104/ 8797349
RSP7	Confluência Mangabeira – Sal	708845/ 8797761
RSP8	Ponte do Conj. João Alves	709986/ 8798618
RSP9	Região de descarte da Erq.Norte	711981/ 8798030
RSP10	A jusante do descarte da Erq Norte	714133/ 8798307

Figura 4: Mapa do estuário do rio do Sal, com localização dos pontos de coleta.



Fonte: Atlas digital. SEMARH, 2012.

**Tabela 2.** Requisitos utilizados na amostragem, preservação e determinação dos parâmetros físico – químicos .

Variável	Recipiente	Volume	Preservação	Conservação	Prazo de validade	Método
Condutividade	Vidro	200mL	--	Refrigerado	28 dias	SWEWW 2510B
pH	Vidro	200mL	--	--	Imediatamente	SWEWW 4500H
Fósforo total	Vidro	200mL	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH <2	Refrigerado entre 4 a 5°C	28 dias	SWEWW 4500P
Nitrogênio amoniacal	Polietileno ou polímero inerte	200mL	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> até pH <2	Analisar o mais rápido possível ou refrigerado entre 4 a 5°C	7 dias	SWEWW 4500
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Polietileno ou polímero inerte	1.000mL	Filtrar em membrana 0,45µm	Analisar o mais rápido possível ou refrigerado entre 4 a 5°C	24horas 48 horas 48 horas	US-EPA 300.0 US-EPA 300.0 SWEWW 4500P
Oxigênio dissolvido(OD)	Vidro para OD com tampa Esmerilhada	300mL	2mL de sulfato manganoso e 2mL de iodeto alcalino + azida	--		SWEWW 2510C
Carbono orgânico	Polietileno ou polímero inerte	1.000mL	Filtrar em membrana 0,45µm	Refrigerado entre 4 a 5°C		Analizador de TOC

## 4.RESULTADOS E DISCUSSÕES

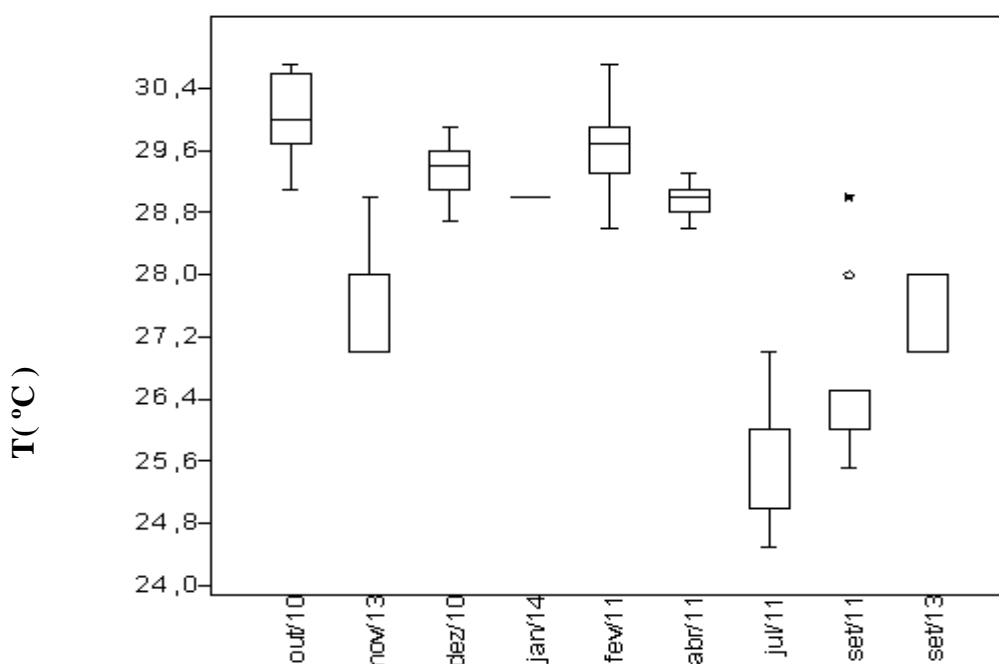
### 4.1 Parâmetro da qualidade da água do estuário do rio do Sal

#### *Temperatura, pH e Salinidade*

A área em estudo tem clima característico de região tropical úmida, com uma média de temperatura anual de 25°C, variando de uma temperatura mínima média de 25,7°C a uma média máxima acima de 29°C. As precipitações estão divididas claramente em uma estação de inverno chuvosa, que vai de abril para julho e uma estação de verão seca de outubro para janeiro (SEMARH/2014).

No período estudado, a temperatura média da água do estuário variou (Figura<sup>1</sup> 5, Tabela 19/Apêndice B) de 24,5 a 30,7°C, com médias mínimas ocorridas em julho/2011 (25,7°C); setembro/2011 (26,5°C) e setembro/2013 (27,6°C), e com médias máximas registradas nos meses de outubro/2010 (30,1°C); dezembro/2010 (29,3°C) e fevereiro/2011 (29,7°C).

Figura 5. Variações médias mensais da temperatura da água no estuário do Sal, no período de outubro/2010 a janeiro/2014.



<sup>1</sup> Em todas as figuras de variações médias mensais, a ordenada foi organizada seguindo a ordem mensal, para facilitar a observação da variação sazonal.

A temperatura é o fator mais importante para a solubilidade do OD em águas naturais, visto que a solubilidade do O<sub>2</sub> diminui com a elevação da temperatura, por outro lado em regiões mais frias, esse processo se intensifica, tornando as águas mais oxigenadas (FIORUCCI; FILHO, 2005).

Por outro lado a temperatura pode ainda ser responsável por elevadas concentrações de OD, devido á sua relação direta com a fotossíntese e a decomposição orgânica. Feng *et al.* (2012) aplicaram um modelo dinâmico para o oxigênio dissolvido (OD) no estuário Yellow / China, usando como parâmetros salinidade, velocidade do vento, temperatura, produção de plâncton e de outros fatores envolvidos. Chegaram a conclusão que a temperatura foi o principal fator determinante do OD naquele ecossistema.

O pH influi direta e indiretamente nos diversos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no meio aquático. O pH influencia, diretamente, sobre a fisiologia das diversas espécies, e exerce efeitos sobre a solubilidade de nutrientes. O pH também pode ser um indicativo de processos que ocorrem no meio aquático, pois valores elevados podem estar relacionados à proliferação de algas e processos oxidativos (ex.: nitrificação, degradação oxidativa da matéria orgânica) podem levar a valores menores de pH (SPERLING, 1996). A Resolução n° 357/05 do CONAMA estabelece o intervalo de pH entre 6,5 e 8,5 para águas salobras.

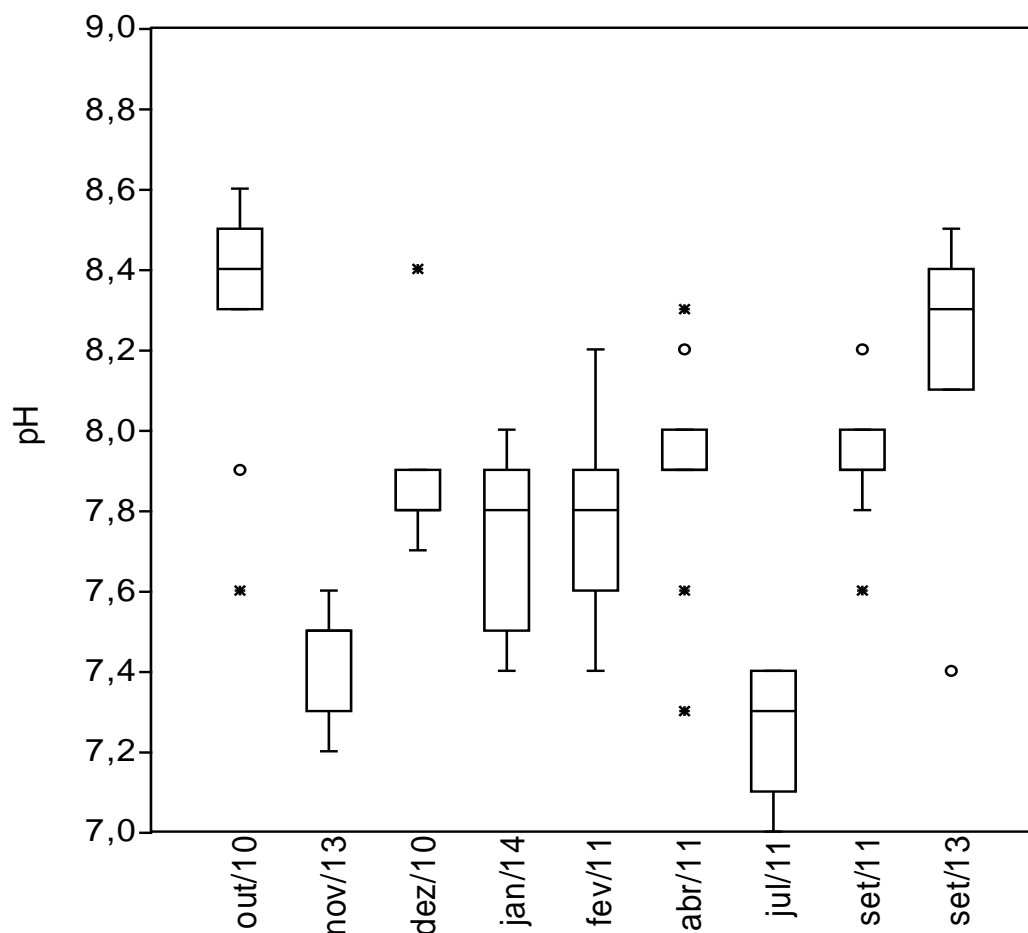
A faixa de pH de 6,5 a 9,0 é usualmente sugerida para a criação de peixes, mas a faixa ótima pode diferir para diferentes espécies. Baixos níveis de pH reduzem o crescimento e a reprodução dos peixes (LOPES *et al.* 2001).

O pH da água do estuário do rio do Sal variou entre 7,0 e 8,6 (Tabela 19/Apêndice B), com valores menores em julho de 2011 e valores maiores em outubro de 2010. As distribuições médias mensais são mostradas na Figura 6. Os valores médios mais elevados ocorrem em outubro/2010 e setembro/2013 e os mais baixos em julho/2011 e novembro/2013 (Figura 19). Foi observada uma correlação significativa e positiva entre o pH e o OD ( $r = 0,57 - 0,93$ ) em todo o período estudado, exceto no mês de julho/2011, cuja correlação pH – OD não foi significativa, como mostra a Tabela 7.

O aumento da fotossíntese (aumento da produção de OD) leva a um aumento do pH, pois paralelamente existe uma diminuição do CO<sub>2</sub> dissolvido na água (VON

SPERLING, 1996). No mês de julho a única correlação significativa do pH foi com a salinidade ( $r = 0,56$ ), nesse caso portanto, parece que o processo mais importante na definição do pH da água do estuário, foi o aporte fluvial de água doce com pH menor.

Figura 6. Variações médias mensais do pH da água no estuário do Sal, no período de outubro/2010 a janeiro/2014.



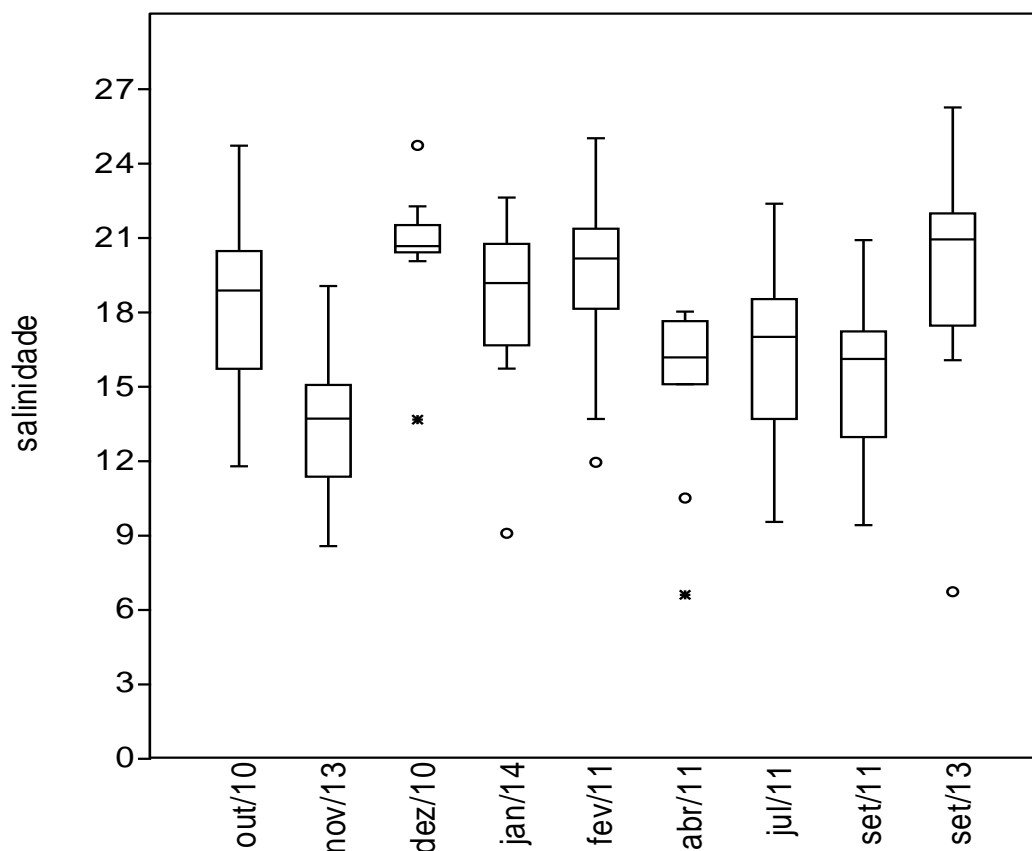
A salinidade é a medida da quantidade de sais dissolvidos na água. A Resolução CONAMA nº357/05 classifica os corpos hídricos de acordo com a sua salinidade, obedecendo à seguinte escala: água doce  $\leq 500 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $500 \text{ mg L}^{-1} < \text{água salobra} < 30.000 \text{ mg L}^{-1}$  e água salina  $\geq 30.000 \text{ mg L}^{-1}$ . Deste modo, o enquadramento do rio do Sal está classificado como água salobra, conforme a distribuição da salinidade apresentada na Tabela 19/Apêndice B.

Na região estuarina a salinidade da água é resultado do processo de mistura entre o aporte fluvial de água doce e a água salina que entra no estuário pela ação das

correntes de maré. Desse modo a salinidade é influenciada pelo padrão pluviométrico da região, com mudanças sazonais da intensidade do fluxo de água doce e pelas mudanças na amplitude das marés.

A salinidade da água do estuário, no período estudado, variou de 6,7 a 26,2  $\text{mg L}^{-1}$ , com valores menores em novembro/2013 e maiores em dezembro/2010. As variações das salinidades no período estudado estão apresentadas na Figura 7. Os valores médios mensais menores ocorrem nos meses de abril, julho e setembro de 2011 e novembro de 2013 e estão associados às chuvas ocorridas na região, com consequente aumento do fluxo fluvial (Figura 16/Apêndice A). Em geral os valores menores foram registrados nos pontos de maior influencia fluvial (P1, P2) e na região de descarte do efluente da estação de tratamento de esgoto Erq Norte (P9).

Figura 7. Variações médias mensais da salinidade, da água no estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.



### *Nutrientes e carbono orgânico*

Os nutrientes (N e P) são essenciais à produção primária, entretanto em quantidades elevadas podem alterar a composição da biodiversidade estuarina e a dinâmica da biota local. Adições frequentes de nutrientes podem provocar um bloom de fitoplâncton desencadeando eventos de hipoxia com massiva morte de peixes (PAEZ-OSUNA et al., 1999).

A elevada densidade demográfica nestas regiões tem sido um dos principais responsáveis pela eutrofização, mesmo em estuários pequenos e bem misturados. (NEZLIN, et al., 2009). Esta situação deve-se principalmente à entrada de nutrientes por fontes antropogênicas como: despejos sanitários, fertilizantes e atividades de aquicultura. (LACERDA et al., 2006).

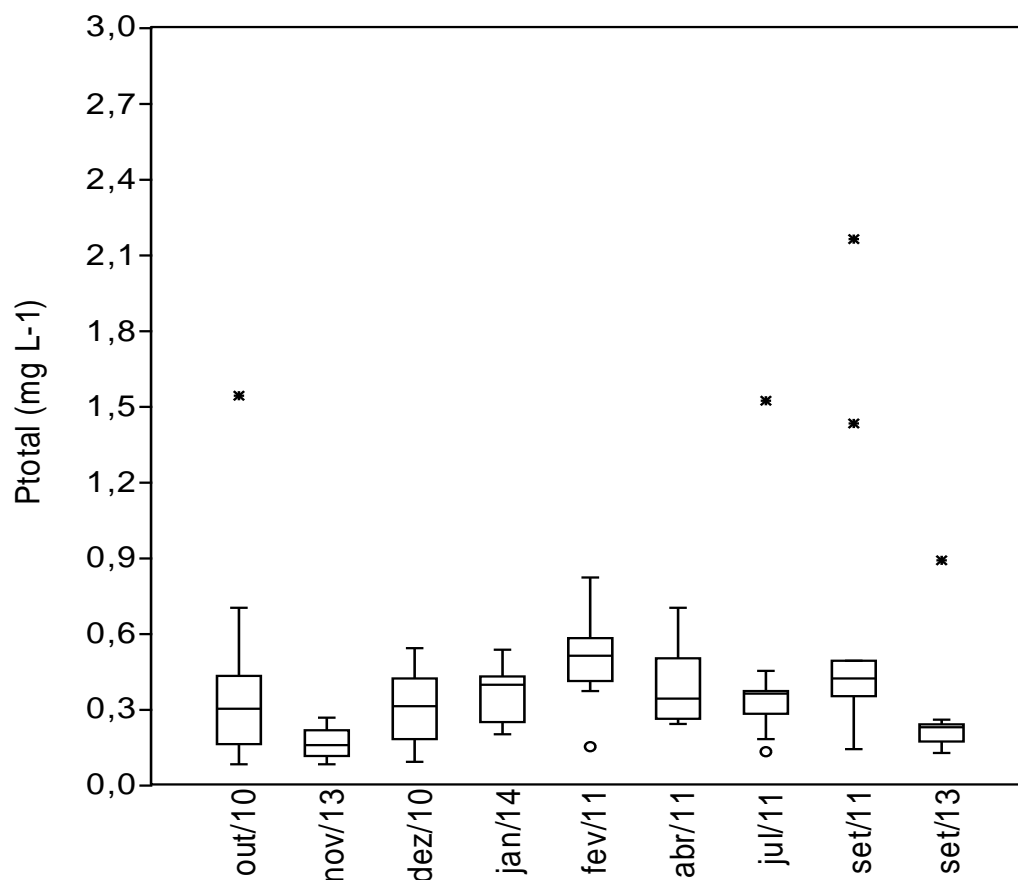
A superabundância de um único nutriente não é necessariamente a causa da deterioração estuarina. É fundamental compreender a relação entre nutrientes e a resposta do fitoplâncton em águas enriquecidas com nutrientes. Embora o aumento da carga de nutrientes a partir de atividades antrópicas, provavelmente, possa causar impacto mais direto em alguns estuários do que outros há a necessidade de uma avaliação mais completa da biogeoquímica local (SHARP, 2010).

As formas de fósforo em ecossistemas aquáticos normalmente incluem o fosfato organicamente ligado, o ortofosfato e polifosfatos solúveis. Esta última forma não é muito importante nos estudos da qualidade da água, pois sofre hidrólise, convertendo-se rapidamente em ortofosfatos. Nesse estudo estão incluídos o fósforo total ( $P_{\text{total}} = \text{orgânico combinado} + \text{todos os fosfatos}$ ) e o ortofosfato dissolvido ( $P\text{-PO}_4$ ). Este último é essencialmente importante porque é a forma diretamente assimilável de fósforo pelas plantas aquáticas durante o seu metabolismo. As principais fontes de fósforo para os ecossistemas aquáticos são o intemperismo de rochas fosfatadas, despejos domésticos, efluentes industriais e fertilizantes.

As concentrações do fósforo total ficaram no intervalo de 0,030 a 1,54 mg L<sup>-1</sup>, com valores médios mensais variando de 0,12 a 0,64 mg L<sup>-1</sup> (Figura 8), os valores mais elevados ocorreram em fevereiro e setembro de 2011 e os menores em setembro e novembro de 2013. Observa-se que os valores médios estão, na sua maioria, acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA n° 357/05 para águas salobras de classe 1 e 2, que são 0,124 mg P L<sup>-1</sup> e 0,188 mg P L<sup>-1</sup>, respectivamente.

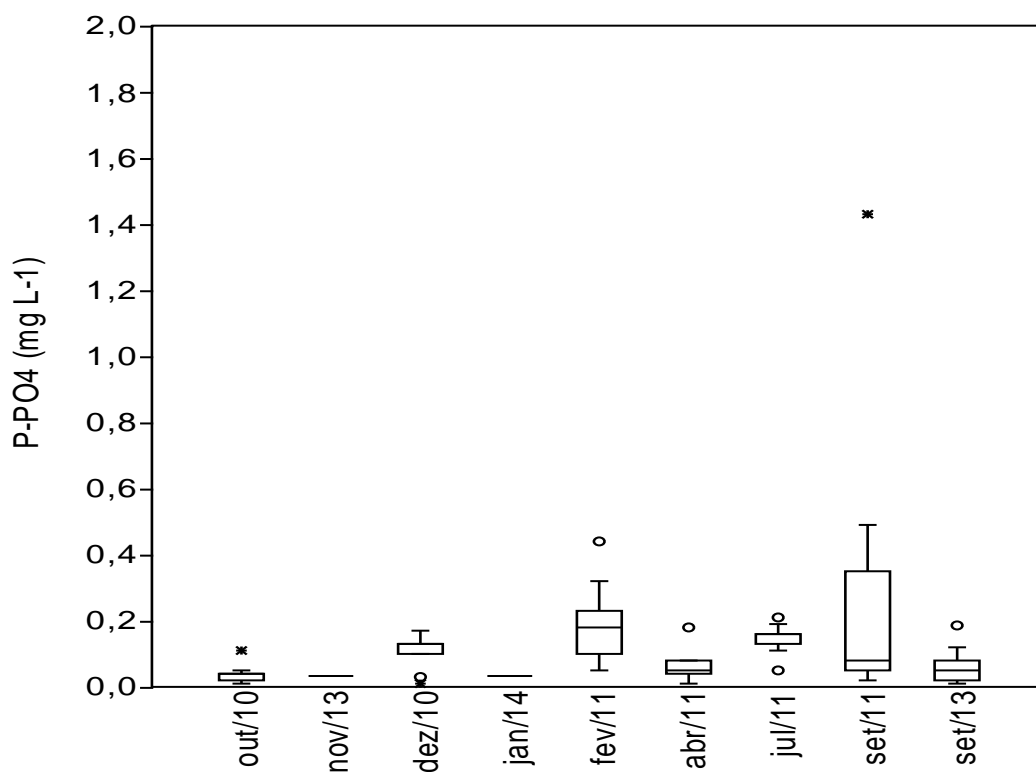


Figura 8. Variações médias mensais do fósforo total da água no estuário do rio do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/14.



As concentrações de ortofosfato variaram de  $<0,03$  a  $1,43 \text{ mg L}^{-1}$  e os valores médios mensais ficaram no intervalo de  $< 0,03$  a  $0,27 \text{ mg L}^{-1}$ , os valores menores ocorreram nos meses novembro/2013 e janeiro/2014 e os maiores nos meses de fevereiro, julho e setembro de 2011 (Figura 9). Essas concentrações foram maiores do que as encontradas no estuário de rio Pearl/China, com concentrações abaixo de  $0,031 \text{ mg L}^{-1}$ , uma região que mostrou hipóxia em escala limitado durante o verão (Yin *et al.*, 2004).

Figura 9. Variações médias mensais do fosfato na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.



O nitrogênio pode ser encontrado na água nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). O nitrogênio orgânico dissolvido na água é resultante da *quebra* da matéria orgânica nitrogenada e tem como principais componentes aminoácidos, pequenos peptídeos, aminas, ácidos nucleicos e uréia. O nitrato é a forma mais comum de nitrogênio combinado, encontrado em águas naturais não poluídas. Em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal. A amônia pode, naturalmente, aparecer na água como produto da degradação da matéria orgânica nitrogenada e da matéria inorgânica originária do solo. Pode também ser lançada diretamente por alguns tipos de efluentes industriais e por despejos municipais. O nitrogênio amoniacal total é um forte indicador de poluição orgânica por esgotos sanitários, visto que a sua presença deve-se à degradação da uréia por hidrólise, composto este proveniente da urina humana (concentração de uréia entre 20 – 35 g/urina de 24 horas)(HARPE; RODWELL, 1977). O nitrito é a forma menos estável do nitrogênio inorgânico e em

todas as amostras analisadas sua concentração ficou abaixo do limite de detecção do método analítico ( $<0,0015 \text{ mg L}^{-1}$ ).

As concentrações do nitrogênio amoniacal variaram de  $< 0,03$  a  $11,72 \text{ mg L}^{-1}$  e os valores médios mensais ficaram na faixa de  $< 0,03 \text{ mg L}^{-1}$  em novembro/2013 a  $1,27 \text{ mg L}^{-1}$  em julho/2011, com menores valores em setembro e novembro de 2013 e maiores julho/2011 e janeiro/2014 (Figura 10). Em muitos pontos de amostragem os valores ficaram acima do limite estabelecido pela resolução do CONAMA nº 357/05 para águas salobras Classe I e II,  $0,40 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,70 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. No ponto P9, local de descarte do efluente da Erq Norte, em geral, as concentrações de  $\text{NH}_3$  foram muito elevadas.

As concentrações do nitrato apresentaram uma variação de  $< 0,010$  a  $4,37 \text{ mgN L}^{-1}$ , e os valores médios mensais ficaram na faixa de  $< 0,010$  em janeiro de 2014 a  $2,26 \text{ mgN L}^{-1}$  em setembro de 2011, com valores menores nos meses de novembro/2013 e janeiro/2014 e maiores em dezembro/2010, julho e setembro de 2011 (Figura 11). As concentrações maiores foram registradas nos pontos P1 (Riacho Palame),  $4,38 \text{ mgN L}^{-1}$ ; P4 (Poço do Mero)  $3,65 \text{ mgN L}^{-1}$  e P9 (Eq-Norte),  $3,98 \text{ mgN L}^{-1}$  (Tabela 15/Apêndice B). Em muitos pontos de amostragem os valores ficaram acima do limite estabelecido pela resolução do CONAMA nº 357/05 para águas salobras Classe I e II,  $0,40 \text{ mg N L}^{-1}$  e  $0,70 \text{ mg N L}^{-1}$ , respectivamente.

Para evidenciar as limitações por nitrogênio ou fósforo foram utilizadas as razões  $\text{NID:P-PO}_4$ , onde  $\text{NID} = \text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_3$ . A determinação do nutriente limitante é feita considerando-se que a demanda algal é equivalente a distribuição de nutrientes na sua biomassa. A constituição da biomassa algal é normalmente derivada da chamada relação de Redfield ( $\text{C}_{106}\text{H}_{118}\text{O}_{45}\text{N}_{16}\text{P}$ ), o que vale dizer que as algas, em média, demandam, em mol, 16 vezes mais nitrogênio do que fósforo, em massa a relação  $\text{NID:P-PO}_4$  é 7,3. Se a relação  $\text{NID:P-PO}_4$  num corpo d'água fosse  $> 7,3$ , certamente todo o fósforo seria consumido antes de todo nitrogênio, por outro lado, se a relação fosse  $< 7,3$ , a remoção mais rápida do nitrogênio limitaria o crescimento biótico.

Em todo o período estudado as relações  $\text{NID:P-PO}_4$ , em massa, foram superiores a 7,3, exceto em fevereiro e abril de 2011, indicando que em geral, o fósforo é o nutriente limitante da produção algal no estuário do rio do Sal. Isso significa que um aumento na disponibilidade de fósforo pode elevar significativamente a produção fitoplanctônica provocando alteração em toda região estuarina. Fato semelhante tem sido observado no estuário do rio Pearl/China, que em contraste com os ambientes costeiros temperados,

onde normalmente o nitrogênio é o nutriente limitante tem sua produção primária limitada pelo fósforo (Yin *et al.*, 2004).

Figura 10. Variações médias mensais da amônia na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.

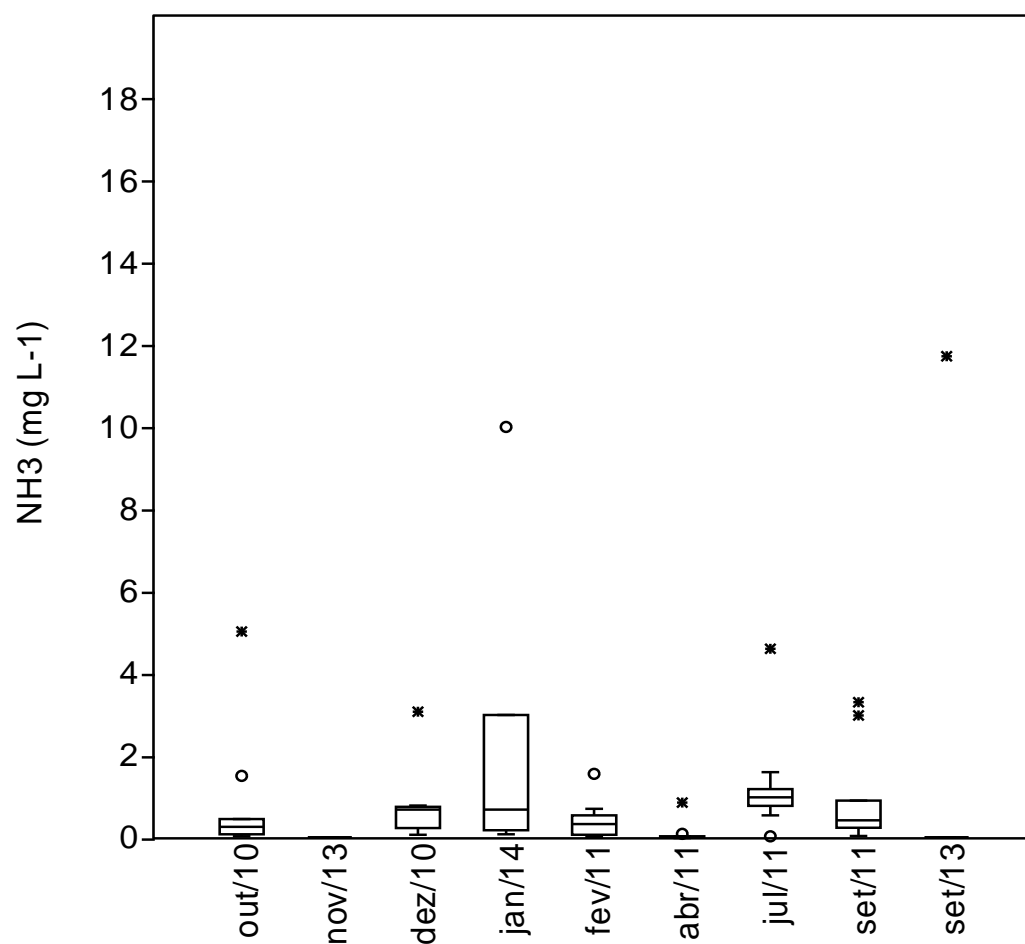
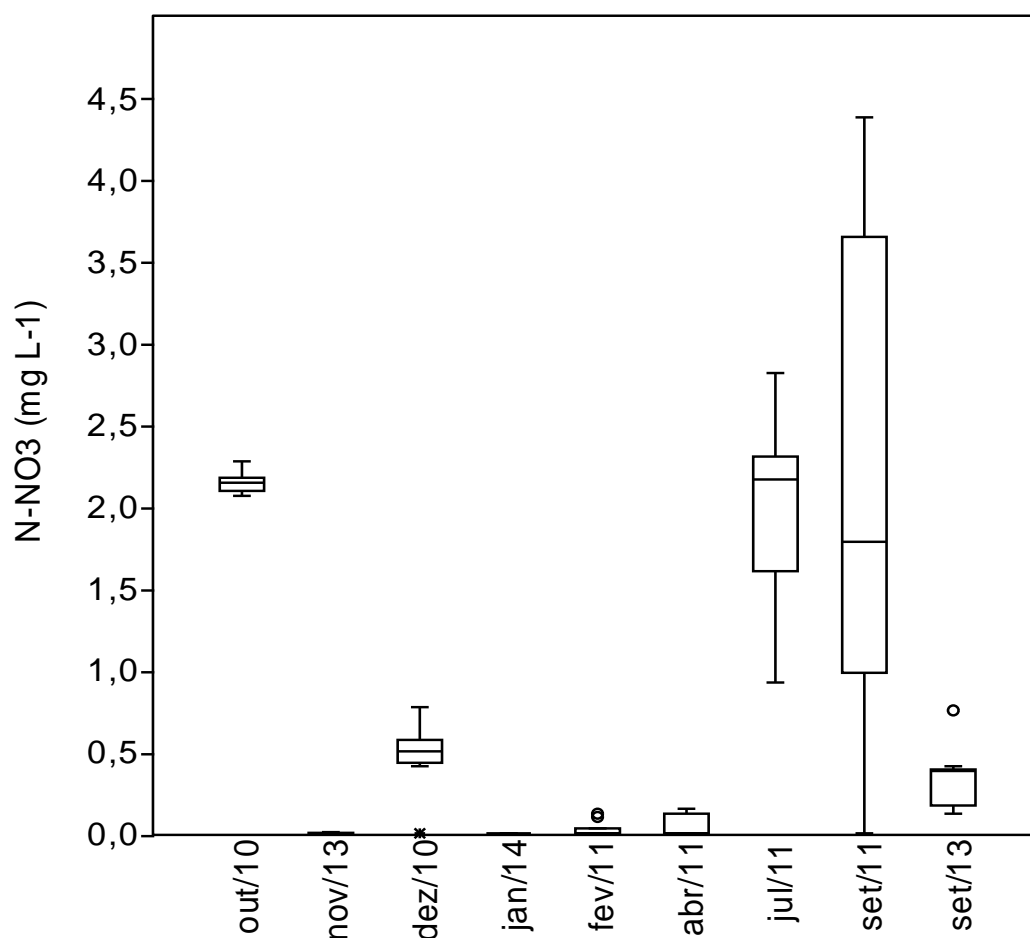
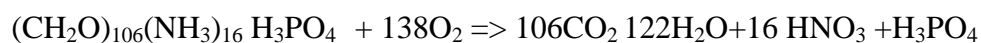


Figura 11. Variações médias mensais do nitrato, da água no estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.



A matéria orgânica (MO) pode ser introduzida no sistema aquático pela lixiviação do material orgânico dissolvido do solo, pelo aporte antropogênico, ou pode ainda, ser formada no próprio meio aquático pela degradação química, fotoquímica e bacteriana do material biológico. A MO autóctone é uma material mais lábil, e por isso, preferencialmente, utilizada, degradada e mineralizada pela atividade heterotrófica. A MO de origem terrestre é mais refratária. (LARA; THOMAS, 1995).

A combinação decomposição da MO e regeneração de nutrientes é um processo complexo que envolve interações físicas, químicas e biológicas. Quando o processo alcança o equilíbrio termodinâmico pode ser assim representado (ZHU *et al.*, 2011):



Desse modo, a decomposição da matéria orgânica pode ser um processo importante de consumo de OD e também de geração de nutrientes.

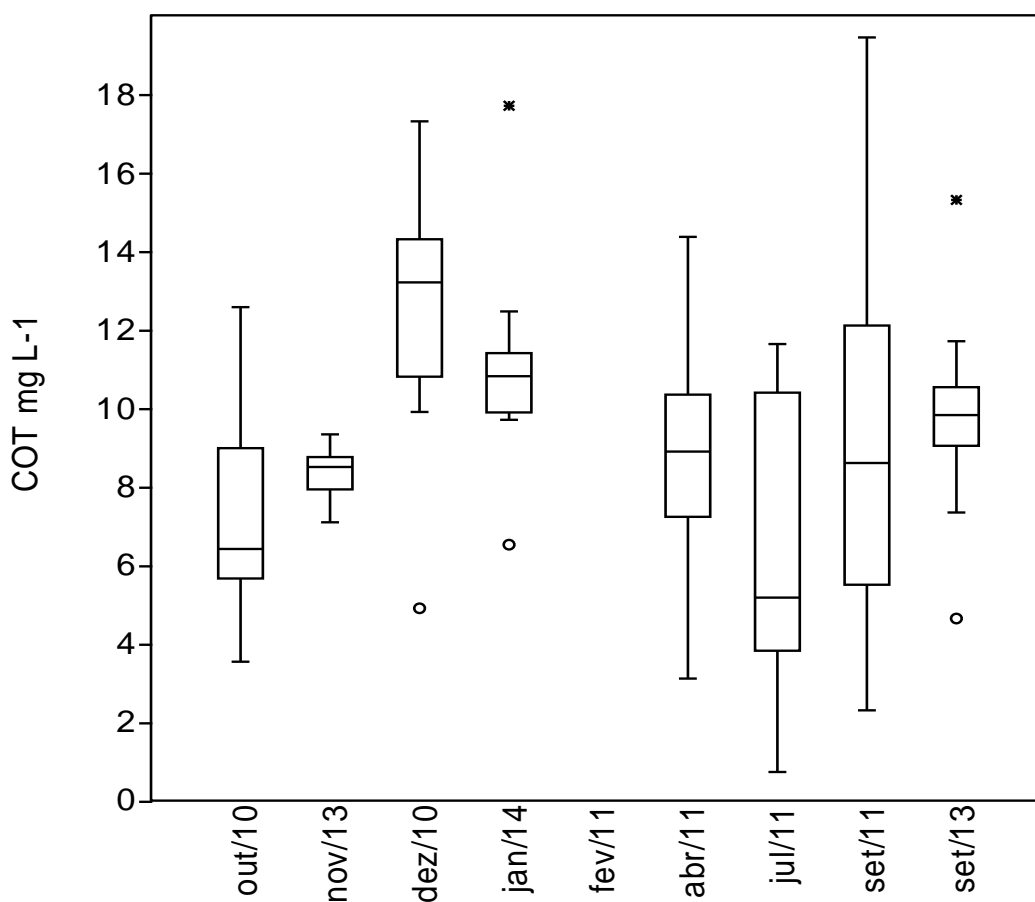
O COD representa a medida quantitativa do carbono orgânico total dissolvido na água. As concentrações do COD no período estudado variaram de 0,73 a 17,30 mg L<sup>-1</sup>, com médias mensais na faixa de 6,05 a 12,42 mg L<sup>-1</sup>, os valores menores ocorreram em outubro/ 2010 e julho/ 2011 e os maiores em dezembro/2010 e janeiro/2014 (Figura 12).

A Resolução n° 357/05 do CONAMA estabelece os valores de 3 mg L<sup>-1</sup> e 5 mg L<sup>-1</sup> de carbono orgânico total como valor máximo permitido (VMP) para água salobras de classe I e II, respectivamente. Em geral os valores do COD foram muitos superiores a esses limites, indicando um ambiente impactado por despejos orgânicos.

Houve inter-relação do COD, a amônia e o fósforo total, de modo que o COD ( $r = -0,66$  a  $-0,97$ ), NH<sub>3</sub> ( $r = -0,52$  a  $-0,90$ ), Pt ( $r = -0,61$  a  $-0,97$ ) apresentaram uma forte correlação negativa com salinidade e correlação positiva significativa entre eles ( $r = 0,46$  a  $0,96$ ), o que significa que devem ter uma origem comum. Como o nitrogênio amoniacal é um marcador da poluição por despejos domésticos, a fonte principal de matéria orgânica para o estuário do rio do Sal deve ser os despejos sanitários. E isso pode ser confirmado pelas elevadas concentrações de coliformes termotolerantes medidas em todas as campanhas cujos valores médios mensais variaram de 30.947 a 304.619 NMP/100 mL (Tabela 19/Apêndice B).

Outra observação importante é que as concentrações médias mais elevadas aconteceram no período seco (nov, dez/2010, jan/2014) e as menores no período chuvoso (abr, jul, set/2011). Considerando que o volume de despejo sanitário é mais ou menos constante, a redução das concentrações no período chuvoso evidencia o aporte preferencial por fontes pontuais.

Figura 12. Variações médias mensais do COD na água do estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.



#### 4.2 Dinâmica do oxigênio dissolvido na água do rio do Sal

As concentrações do oxigênio dissolvido na água dependem do balanço entre a quantidade de oxigênio produzido e o oxigênio consumido no meio aquático. Os processos de produção envolvem a dissolução do oxigênio da atmosfera e a fotossíntese das macroalgas, enquanto o consumo está associado aos processos de respiração e decomposição da matéria orgânica da água. A produção fotossintética depende da disponibilidade de nutrientes e luz, e a solubilidade é influenciada pela temperatura, pressão atmosférica, salinidade e estratificação da coluna d'água.

A dinâmica do oxigênio dissolvido na água, portanto, envolve fatores físicos químicos e biológicos, que apresentam variações em curto intervalo de tempo e desse

modo, a distribuição do oxigênio apresenta variabilidades que acompanham as mudanças dos fatores que controlam as suas concentrações na água.

No período estudado foi possível identificar três distribuições distintas para o oxigênio dissolvido na água do estuário rio do Sal:

(1) O mês de outubro de 2010 (Figura 13) cujos valores ficaram acima da saturação ( $OD > 100$ ), apresentando uma variação nas concentrações de OD de 7,88 a 17,80  $\text{mg L}^{-1}$  (Tabela 10/Apêndice B). A saturação de oxigênio é a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão, temperatura e salinidade. Nos períodos de maior disponibilidade de nitrogênio e luz a fotossíntese pode superar a respiração gerando OD maior que a saturação;

(2) O período seco (nov/2013, dez/2010, jan/2014, fev/2011) (Figura 13) com concentrações de OD no intervalo de 1,25 a 15,67  $\text{mg L}^{-1}$  (Tabelas 11, 12, 17,18/Apêndice B) e valores médios mensais variando de 4,09 a 5,70  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 15 e Tabela 19/Apêndice B). As concentrações mais baixas ocorreram nas amostras coletadas em dezembro de 2010, com valores abaixo de 4  $\text{mg L}^{-1}$  em quase todas as amostras de amostragem exceto nos pontos P7 e P10. Durante o período seco o ponto P7 sempre mostrou as maiores concentrações, consequência da mistura com a água do riacho Mangabeira;

(3) O período chuvoso (abr, jul, set/2011 e set/2013) com concentrações de OD variando de  $< 0,06 \text{ mg L}^{-1}$  a 15,84  $\text{mg L}^{-1}$  (Tabelas 13, 14, 15, 16/Apêndice B) e valores médios mensais no intervalo de 8,25 a 9,58  $\text{mg L}^{-1}$  (Figura 15). As concentrações mais baixas foram registradas em setembro de 2011 e de 2013, com valores de OD abaixo de 2  $\text{mg L}^{-1}$  em P4 e P9 respectivamente.

A Resolução CONAMA nº357/05 estabelece que as concentrações de OD não devam ser inferiores a 5  $\text{mg L}^{-1}$  e 4  $\text{mg L}^{-1}$ , em águas salobras classe I e II respectivamente.

Eventos de hipoxia ( $OD < 3 \text{ mg L}^{-1}$ ) foram observados nos meses de novembro/2013, dezembro/2010, janeiro/2014, fevereiro/2011 e setembro/2011, nos pontos P2, P3, P4 e P9, e anoxia apenas em P9 no mês de setembro de 2013. Em nenhum dos eventos de hipoxia/anoxia aconteceram a mortandade de peixes.

Condições de hipoxia também foram observadas no Estuário do Rio Pamlico/EUA e foram mais frequentes e/ou prolongados durante os verões, onde a hipoxia estava intimamente associada à forte estratificação de salinidade e maiores cargas de nutrientes e matéria particulada (LIN, *et al.* 2008)



Figura 13. Variação espacial do OD, da água no estuário do Sal, no período seco.

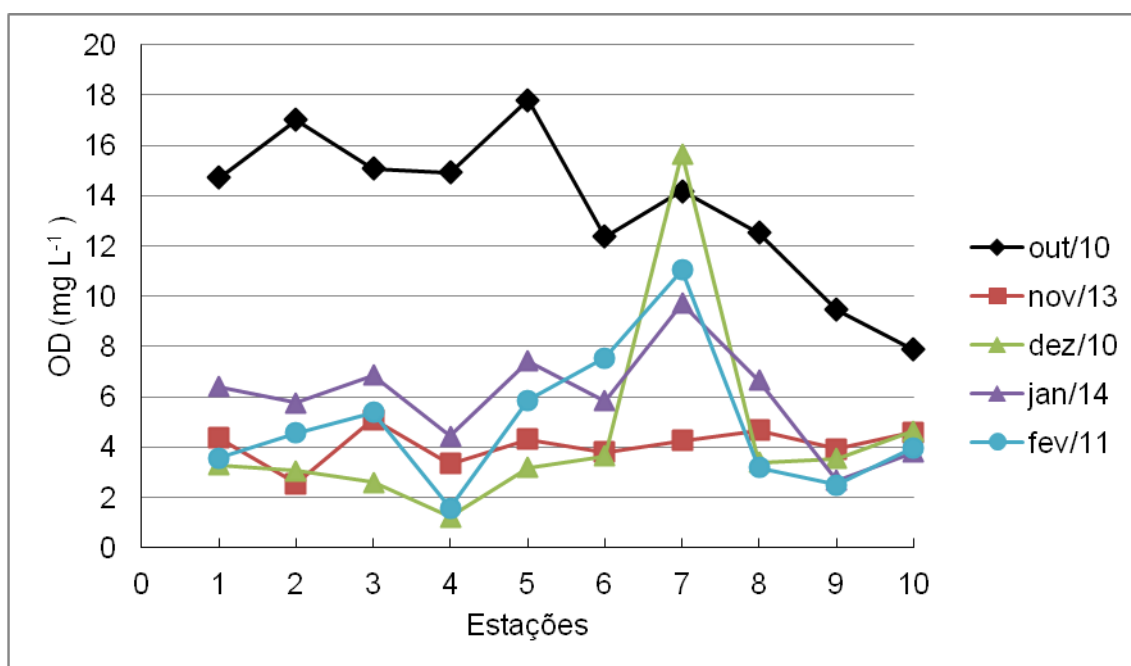


Figura 14. Variação espacial do OD, da água no estuário do Sal, no período chuvoso.

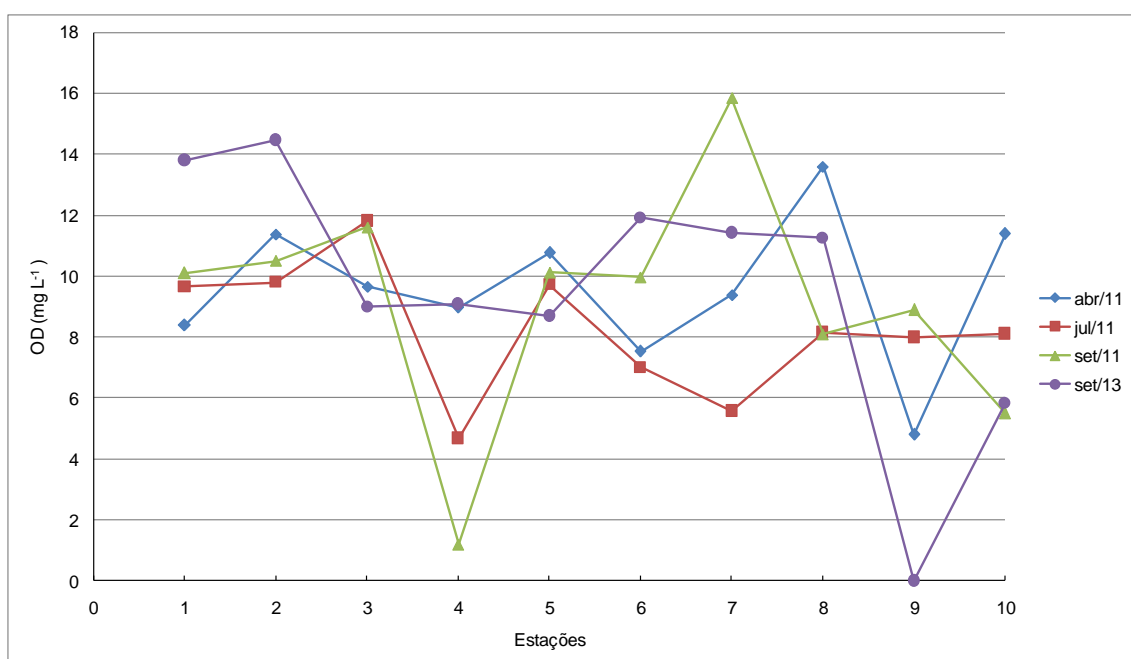
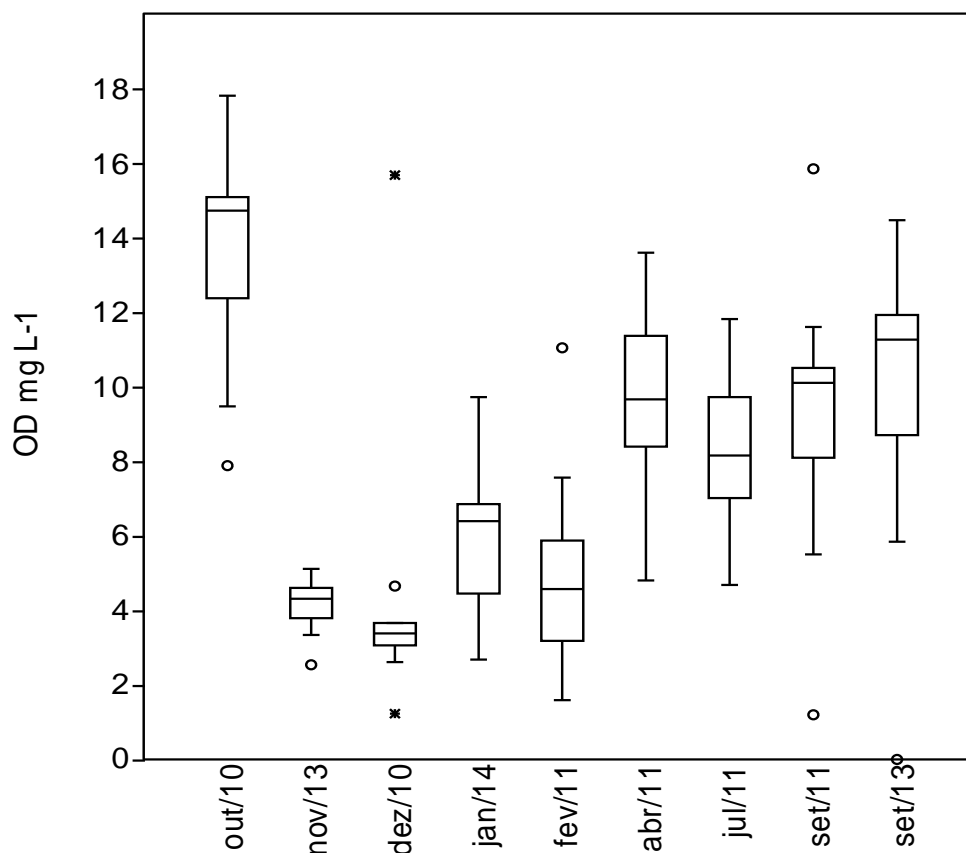


Figura 15. Variações médias mensais do OD na água no estuário do Sal, no período de outubro/10 a janeiro/2014.



Nutrientes e carga orgânica associada a crescentes atividades humanas podem levar ao aumento da demanda biológica de oxigênio a partir da decomposição microbiana. No estuário do Rio *Neuse*/Carolina do Norte, *blooms* de algas recorrentes, eventos de hipoxia na água de fundo e mortandade de peixes durante os verões da década de 1990, indicaram que a uma carga excessiva de nutrientes pode ter levado ao aumento da frequência, duração e/ou extensão espacial dos efeitos biológicos importantes de hipoxia durante o verão, quando persistente estratificação da coluna de água pode ocorrer e um maior metabolismo microbiano (BISHOP, *et al.* 2006).

Em geral é difícil a detecção da hipoxia porque o OD é bastante variável, mesmo em curtos intervalos de tempo, por causa da velocidade de variação da produção e do consumo do OD em função dos diferentes fatores ambientais (SMITH *et al.* 1999; YIN *et al.* 2004, NEZLIN *et al.* 2009; BROWN; POWER, 2011). A velocidade de fotossíntese depende da disponibilidade de luz, e essa disponibilidade flutua sazonalmente. O fluxo do oxigênio da atmosfera para a coluna d'água é

regulado pela mistura vertical, temperatura e salinidade. As características físicas do estuário, tais como extensão, profundidade e intervalos de maré, também exercem influenciam espacial e sazonal, nos padrões de distribuição do oxigênio dissolvido e nos eventos de hipoxia (NEZLIN *et al.* 2009).

O tempo de residência da água é um útil indicador do processo de mistura e geralmente correlaciona negativamente com o fluxo de oxigênio e positivamente com os eventos de hipoxia. Estuários com tempo de residência elevado, relativa profundidade e estratificados, em geral apresentam problemas crônicos de hipoxia (KEMP *et al.* 2005), enquanto teoricamente é esperado que estuários bem misturados, com pequeno tempo de residência, semelhantes ao estuário do rio do Sal, sejam imunes a hipoxia. Contudo tem sido observado decréscimo do oxigênio dissolvido e eventos de hipoxia em pequenos estuários com intervalo reduzido de tempo de residência e sob continuo estresse antropogênico (VERITY *et al.* 2006).

Para identificar os principais processos que podem estar influenciando na distribuição, concentrações e variações temporais do OD no estuário do rio do Sal, foram construídas matrizes de correlação com os parâmetros de qualidade da água medidos em cada uma das campanhas.

O mês de outubro/2010 (Tabela 3) se destacou dos demais por apresentar uma correlação significativa e positiva do OD com os nutrientes, principalmente com o  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $r = 0,86$ ). Nesse mesmo mês foram registrados os menores valores do COD (Figura12) e concentrações elevadas de  $\text{NO}_3^-$  (Figura 5). Isso evidencia que os elevados valores de OD estão associados ao aumento da atividade fotossintética, com menor demanda de oxigênio para decomposição da matéria orgânica dissolvida.

No mês de dezembro/2010 (Tabela 4) a principal correlação do OD foi com o carbono orgânico dissolvido (COD). A correlação negativa ( $r = -0,67$ ) demonstra que o aumento da concentração do COD leva a redução do OD, pois o oxigênio é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Nesse mês foram observadas as maiores concentrações de COD (Figura12) e as menores níveis de OD (Figura 13). Observou-se ainda uma forte correlação do COD com o  $\text{P}_{\text{total}}$  e  $\text{NH}_3$ , evidenciando que esses constituintes estão associados aos despejos orgânicos lançados no estuário. No entanto não há uma geração equivalente de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ , fazendo com que o oxigênio produzido pela fotossíntese seja inferior ao demandado pela decomposição da matéria orgânica, resultando em níveis muito baixos de OD na água do estuário.

No mês de fevereiro/2011 as condições de OD foram semelhantes à de dezembro/2010, com menor severidade, provavelmente porque deve ter ocorrido uma redução do COD em relação a dezembro/2010. Não se observou correlação do OD com nenhum dos parâmetros ambientais e como não foi medido o COD nesse mês, a análise em relação ao aporte de matéria orgânica ficou

Os meses de novembro/2013 e janeiro/2014 se caracterizaram pela não disponibilidade de nutrientes (NID e P-PO<sub>4</sub>) e concentrações médias elevadas do COD, sugerindo que os baixos níveis de OD estão relacionados ao maior consumo de oxigênio para oxidação da matéria orgânica. Os valores abaixo do limite de detecção das formas inorgânicas de nitrogênio e fosfato inviabilizaram os cálculos da matriz de correlação.

Em abril/2011 e setembro/2011 (Tabelas 6 e 8) também foram encontradas correlações significativas do OD com o COD e sem correlação positiva com os nutrientes, evidenciando que o aumento da concentração do OD na água do estuário, deve-se aos menores valores do COD, o que implica na redução do oxigênio consumido para a decomposição da matéria orgânica.

Em setembro de 2013 (Tabela 9) não se observou uma correção significativa do OD com o COD, mas uma correlação negativa com o nitrogênio amoniacal. Nesse mês no ponto P9, ponto de descarte da estação de tratamento de esgoto Erq-Norte, ocorreu anoxia, concentração elevada de NH<sub>3</sub> e baixa salinidade. A diminuição da salinidade deve ter sido provocada pelo grande volume de esgoto lançado no estuário, desse modo, o consumo do oxigênio no processo de oxidação do NH<sub>3</sub> foi mais significativa do que na oxidação da matéria orgânica dissolvida na água, o que justifica a correlação com o NH<sub>3</sub> e não com o COD.

Em julho (Tabela 7), diferente dos outros meses observa-se uma correlação moderada positiva do OD com o COD, nenhuma correlação positiva significativa com os nutrientes (N, P), uma correlação moderada negativa com a salinidade e uma forte correlação positiva com a temperatura. Esses resultados sugerem que nesse mês as baixas temperatura da água (média de 25,7 °C) e a circulação estuarina foram o fatores mais importante na definição dos níveis de OD na água.

Significativa correlação entre OD, salinidade e temperatura foi observada no estuário do rio Pearl, no verão de 1981 e 1984. A correlação foi positiva com a temperatura e negativa com a salinidade (Yin *et al.* 2004).

Um modelo físico – biogeoquímico foi aplicado ao estuário do rio Yarra/Austrália, com o objetivo entender como a dinâmica da intrusão salina, as variações do fluxo fluvial e a temperatura, juntos influenciavam no controle do OD, em um estuário pouco profundo e com fluxos fluviais transitórios. O modelo mostrou que a extensão da intrusão salina responde rapidamente ao fluxo fluvial, provocando um gradiente de estratificação vertical, provocado pela morfologia da região pouco profunda e com elevadas curvaturas (Bruce *et al.* 2014).

Com base nos resultados obtidos e nas distribuições médias mensais é possível estabelecer a dinâmica do oxigênio dissolvido na água do estuário do rio do Sal, com dois períodos bem distintos. O período seco (novembro a fevereiro) com baixas concentrações de OD e com maior probabilidade para ocorrer fenômenos de hipoxia, inclusive com mortandade de peixes e o período chuvoso (abril a setembro), com concentrações elevadas de OD. Alguns eventos de mortandade de peixes ocorridos nos últimos anos corroboram com a distribuição aqui obtida, pois aconteceram em dezembro de 2004, novembro de 2010 e fevereiro de 2012 (ADEMA, 2005). Os locais mais vulneráveis à hipoxia foram o ponto P4 (Poço do Mero), pela morfologia da região com grande curvatura e os pontos P2 e P9, áreas de maior aporte de matéria orgânica pelos despejos sanitários e pela estação de tratamento de esgoto Erq Norte, respectivamente.

Em períodos de elevada disponibilidade de nutrientes e luz pode ocorrer a geração de uma quantidade de OD muito acima do valor da saturação, a exemplo do que aconteceu em outubro de 2010.

A dinâmica do oxigênio dissolvido foi ditada principalmente pelo processo de aporte alóctone de matéria orgânica que demanda oxigênio para sua oxidação. Os resultados evidenciaram que essa demanda é independente da produção algal na água, devido ao enriquecimento por nutrientes. Processos semelhantes têm sido documentados por Sharp (2010), onde enfatiza que nem toda hipoxia é resultado da eutrofização causada pela excessiva produção algal, como consequência do enriquecimento por nutrientes.

Tabela 3. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de outubro de 2010 ( $p < 0,05$ ).

	T	Ph	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	0,51867							
Sal	-0,5183	-0,17287						
O2	0,54879	0,84582	-0,45455					
Pt	0,49542	0,15482	-0,98481	<b>0,43769</b>				
NO3	-0,16923	0,46419	-0,01223	<b>0,42204</b>	-0,04601			
NH3	0,5122	0,11113	-0,91515	<b>0,44242</b>	0,86323	0,024466		
PO4	0,26966	0,6286	-0,47371	<b>0,86015</b>	0,47515	0,4938	0,39268	
COD	0,3578	0,046445	-0,89362	0,25532	0,92988	-0,1043	0,74772	0,40638

Tabela 4. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de dezembro de 2010 ( $p < 0,05$ ).

	T	pH	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	0,33575							
Sal	0,31098	-0,07628						
O2	0,67684	0,65471	0,40606					
Pt	-0,25926	-0,05791	-0,88964	-0,53378				
NO3	-0,04878	0,1017	0,3697	0,042424	-0,38653			
NH3	-0,34757	-0,09535	-0,89091	-0,46667	<b>0,88964</b>	-0,12727		
PO4	-0,42107	-0,16783	-0,20926	-0,31388	0,074767	-0,28927	0,092319	
COD	-0,46178	-0,39211	-0,66262	<b>-0,6687</b>	<b>0,66464</b>	-0,09119	<b>0,70517</b>	0,049386

Tabela 5. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de fevereiro de 2011 ( $p < 0,05$ ).

	T	pH	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	0,15692							
Sal	0,62196	0,41592						
O2	-0,10366	0,88077	0,21212					
Pt	-0,19513	-0,55048	-0,61212	-0,29697				
NO3	0,15005	-0,45152	0,23116	-0,20133	0,12676			
NH3	0,17683	-0,1101	-0,12727	-0,29697	0,13939	-0,26098		
PO4	-0,04878	-0,58718	-0,66061	-0,38182	0,95152	0,12676	0,23636	

Tabela 6. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de abril de 2011 ( $p < 0,05$ ).

	T	pH	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	0,17097							
Sal	0,36151	0,67125						
O2	-0,22439	0,82181	0,29697					
Pt	-0,13796	-0,34399	-0,81709	-0,01829				
NO3	0,42295	-0,58178	-0,04113	-0,69914	-0,20689			
NH3	-0,34505	-0,82962	-0,77664	-0,49083	0,55635	0,22486		
PO4	-0,58998	-0,29531	-0,09817	-0,1902	-0,08334	-0,26021	0,25788	
COD	-0,44254	-0,86572	-0,7697	<b>-0,52727</b>	0,45733	0,19877	0,96303	0,44175

Tabela 7. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de julho de 2011 ( $p < 0,05$ ).

	T	pH	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	-0,24762							
Sal	-0,6151	0,56572						
O2	<b>0,71451</b>	-0,02543	<b>-0,55152</b>					
Pt	0,36146	-0,01594	-0,72949	0,34651				
NO3	-0,03107	-0,05085	-0,26061	0,28485	0,25532			
NH3	0,031065	-0,2479	-0,70909	0,042424	0,87538	0,30909		
PO4	0,68773	-0,33243	-0,66469	0,44928	0,37657	0,16002	0,22156	
COD	0,4287	-0,28604	-0,85455	<b>0,55152</b>	0,67478	0,46667	0,64848	0,60315

Tabela 8. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de setembro de 2011 ( $p < 0,05$ ).

	T	pH	Sal	O2	Pt	NO3	NH3	PO4
pH	-0,33621							
Sal	-0,25263	0,12975						
O2	-0,53258	0,9342	0,066667					
Pt	0,40967	0,064875	-0,64848	-0,01818				
NO3	0,22532	-0,07785	-0,70909	-0,16364	0,67273			
NH3	0,49161	-0,37627	-0,74545	-0,32121	0,52727	0,52727		
PO4	0,20265	0,019582	0,12805	0,012195	0,091465	-0,09147	0,12195	
COD	0,10925	-0,36979	-0,57576	<b>-0,41818</b>	0,32121	0,64848	0,56364	-0,12805

Tabela 9. Correlação de Spearman (r) entre o oxigênio dissolvido e as variáveis ambientais no mês de setembro de 2013 ( $p < 0,05$ ).

	<b>T</b>	<b>pH</b>	<b>Sal</b>	<b>O2</b>	<b>Pt</b>	<b>NO3</b>	<b>NH3</b>	<b>PO4</b>
<b>pH</b>	0,50361							
<b>Sal</b>	-0,14213	0,22701						
<b>O2</b>	0,6396	0,81601	-0,10303					
<b>Pt</b>	0,143	-0,37964	-0,76831	0,030488				
<b>NO3</b>	0,21385	0,036925	0,34043	0,26748	-0,06422			
<b>NH3</b>	-0,40825	-0,52868	-0,52223	<b>-0,52223</b>	0,52543	-0,40742		
<b>PO4</b>	0,10725	-0,30865	-0,87197	-0,06707	0,54908	-0,59327	0,40867	
<b>COT</b>	0,071067	-0,31904	-0,97576	0,018182	<b>0,81709</b>	-0,36474	<b>0,52223</b>	<b>0,85977</b>



## 5. CONCLUSÕES

O estuário do rio do Sal em toda região estudada apresentou níveis elevados de matéria orgânica dissolvida na água. As concentrações do COD variaram de 0,73 a 17,30 mg L<sup>-1</sup>, com médias mensais na faixa de 6,05 a 12,42 mg L<sup>-1</sup>, os valores menores ocorreram em outubro/2010 e julho/2011 e os maiores em dezembro/2010 e janeiro/2014. Em geral os valores do COD foram muitos superiores aos limites estabelecidos pela Resolução n° 357/05 do CONAMA para águas salobras de classe I e II (3 mg L<sup>-1</sup> e 5 mg L<sup>-1</sup>), respectivamente.

O COD, NH<sub>3</sub> e Pt apresentaram uma forte correlação negativa com salinidade e correlação positiva significativa entre eles, indicando que devem ter uma origem comum. Como o nitrogênio amoniacal é um marcador da poluição por despejos domésticos, a fonte principal de matéria orgânica para o estuário do rio do Sal deve ser os despejos sanitários. E isso pode ser confirmado pelas elevadas concentrações de coliformes termotolerantes medidas em todas as campanhas, cujos valores médios mensais variaram de 30.947 a 304.619 NMP/100 mL.

A dinâmica do oxigênio dissolvido na água do estuário do rio do Sal está dividida em dois períodos bem distintos O período seco (novembro a fevereiro) com baixas concentrações de OD (valores médios mensais de 4,09 a 15,57 mg L<sup>-1</sup>) e com maior probabilidade para ocorrer fenômenos de hipoxia, inclusive com mortandade de peixes e o período chuvoso (abril a setembro), com concentrações elevadas de OD (valores médios mensais de 8,25 a 9,58 mg L<sup>-1</sup>). Em períodos de elevada disponibilidade de nutrientes e luz pode ocorrer a geração de uma quantidade de OD muito acima do valor da saturação, a exemplo do que aconteceu em outubro de 2010.

Eventos de hipoxia (OD < 3 mg L<sup>-1</sup>) foram observados nos meses de novembro/2013, dezembro/2010, janeiro/2014, fevereiro/2011 e setembro/2011, nos pontos P2 (área de viveiros a jusante do Palame), P3 (região com lançamento de esgotos do Conj. Bugio), P4 (Poço do Mero) e P9 (descarte da Erq. Norte), e anoxia apenas em P9 no mês de setembro de 2013. Em nenhum dos eventos de hipoxia/anoxia aconteceram a mortandade de peixes.

Os locais mais vulneráveis à hipoxia são o ponto P4 pela morfologia da região com grande curvatura, além de receber grande parte de esgoto *in natura*, de drenagem

sanitária clandestina e os pontos P2 e P9, áreas de maior aporte de matéria orgânica pelos despejos sanitários e pela estação de tratamento de esgoto Erq Norte, respectivamente.

A dinâmica do oxigênio dissolvido foi ditada principalmente pelo aporte alóctone de matéria orgânica, que demanda oxigênio para sua oxidação. Os resultados evidenciaram que essa demanda é independente da produção algal na água, devido ao enriquecimento por nutrientes. As concentrações mais baixas de OD ocorreram nos períodos que apresentaram valores mais elevados de COD, devido á decomposição acentuada do material proveniente do esgotamento sanitário em períodos de menor diluição por parte da água salgada durante a vazante da maré.

A recuperação do estuário do rio do Sal passa necessariamente pela redução das concentrações da matéria orgânica dissolvida na água e, portanto, pelo tratamento eficiente dos despejos lançados naquele ambiente, de modo a reduzir os valores do COD na água.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADEMA – Administração Estadual do Meio Ambiente. Relatório Técnico 03/2005.

ALBER, M.; VALIELA, I. Production of microbial organic aggregates from macrophyte-derived dissolved organic material. **Limnology and Oceanography**, v. 39, p. 37–50. 1994.

ALENCAR, J. R.; JUNIOR, P. A. H.; CELINO, J. J. Produção fotossintética da macroalga *Ulva Lactuca* (Chlorophyceae) cultivada em efluentes de uma fazenda de camarões marinhos. **Braz. J. Aquat. Sci. Technol**, v 14, p. 55 – 62. 2010.

ALMEIDA, A. A. **Estudo Comparativo entre Métodos IQANSF e IQACCME na análise da Qualidade da água do rio Cuiabá**. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Mato Grosso. 2007. 15f.

ALVES, J. P. H. (organizador). **Rio Sergipe importância, vulnerabilidade e preservação**. Ed. óS. Aracaju, SE. p. 221, 2009.

ALVES, J. P. H.; NOGUEIRA, M. M.; LEÃO, K. M. M.; ALVES, L. C.; BORGES, L. C.; SILVA, S. S. V. Avaliação do impacto da poluição no estuário do rio do sal. **CD de resumo do Congresso Brasileiro de Oceanografia**, Rio de Janeiro. 2012.

APHA (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21st edn. American Public Health Association. 1368p.

ARANA, L. V. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis: UFSC, 1997. 152p.

ATALAIAAGORA, 2012, Disponível em: <http://a8se.com/tvatalaia/je2/11142/laudo-da-adema-confirma-que-poluicao-provocou-morte-de-peixes-no-rio-do-sal.html>.

AZEVEDO, J.C.R. MIZUKAWA, A. TEXEIRA, M.C. PAGIORO, T.A. Contribuição da decomposição de macrófita aquáticas na matéria orgânica dissolvida. **Oecologia Brasiliensis**. p. 42-56. 2008.

BERMAN, T.; BRONK, D. Dissolved organic nitrogen: a dynamic participant in aquatic ecosystems – REVIEW. **Aquatic Microbial Ecology**. v. 31, p. 279 –305. 2003.

BERTILSSON, S. JONES, J. B. Jr. Supply of Dissolved Organic Matter to Aquatic Ecosystems: Autochthonous Sources. **Aquatic Ecosystems**. p. 3-24. 2003.

BIANCHI, T. S.; DIMARCO, S. F.; COWAN, J. H. J.; HETLAND, R. D.; CHAPMAN, P.; DAY, J. W.; ALLISON, M. A. The science of hypoxia in the Northern Gulf of Mexico: A review. **Science of the Total Environment**. v. 408, p. 1471–1484. 2010.

Bishop, M. J.; POWERS, S. P.; PORTER, H. J.; PETERSON, C. H. Benthic biological effects of seasonal hypoxia in a eutrophic estuary predate rapid coastal development. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. p. 1-8. 2006.

BOUILLON, S.; CONNOLLY, R. M.; LEE, S. Y. Organic matter exchange and cycling in mangrove ecosystems: Recent insights from stable isotope studies. **Journal of Sea Research**. v.59, p. 44-58. 2008.

BOLNER, K. C. S. **Parâmetros metabólicos e íons plasmáticos de piavas (Ilepidion obtusidens) expostas a diferentes níveis de oxigênio dissolvido e amônia**. 2007. 11f. Dissertação (Mestrado em Biologia) – Universidade Federal de Santa Maria. RS. 2007.

BREITBURG, D. L.; LOHER, T.; PACEY, C. A.; GERSTEIN, A. Varying effects of low dissolved oxygen on trophic Interactions in an estuarine food Web. **Ecological Monographs**, v. 67, p. 489-507, 1997.

BREITBURG, D. L.; STEINBERG, N.; DUBEAU, S.; HOUDE, E. D. Effects of low dissolved oxygen on predation on estuarine fish larvae. **Marine Ecology Progress Series**, v. 104, p. 235-246, 1994.

BROWN, C. A.; POWER, J. H. Historic and recent patterns of dissolved oxygen in the Yaquina Estuary (Oregon, USA): Importance of anthropogenic activities and oceanic conditions. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 446-455, 2011.

BRUCE, L. C., COOK, P. L. M., TEAKLE, I., HIPSEY, M. R.: Hydrodynamic controls on oxygen dynamics in a riverine salt wedge estuary, the Yarra River estuary, Australia, **Hydrol. Earth Syst. Sci.**, 18, 1397-1411, doi:10.5194/hess-18-1397-2014, 2014.

BURFORD, M. A; COSTANZO, S. D; DESISSON, W.; JACKSON, C. J.; JONES A. B.; McKINNON, A. D.; PRESTON, N.P.; TROTT, L. A. A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p. 1456-1469, 2003.

CHEEK, A. O.; Diel hypoxia alters fitness in growth-limited estuarine fish (*Fundulus grandis*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 409, p. 13-20. 2011.

CHONG, L. S.; PROKOPENKO, M. G.; BERELSON, W. M.; TOWNSEND-SMALL, A.; MCMANUS, J. Nitrogen cycling within suboxic and anoxic sediments from the continental margin of Western North America. **Marine Chemistry**. v. 128, p. 13–25. 2012.

COLEMAN, H. M. , KANAT, G. F. TURKDOGAN, I. A. Restoration of the Golden Horn Estuary (Halic). **Water Hesearch**. v. 4 3, p. 4989 – 5003. 2009.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n° 357 de 17 de Março de 2005**. Brasília: DOU, 2005.

COOPER, R. U.; CLOUGH, L. M.; FARWELL, M. A.; WEST, T. L. Hypoxia-induced metabolic and antioxidant enzymatic activities in the estuarine fish *Leiostomus xanthurus*. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 279, p. 1-20. 2002

COSTA, A. S. **Caracterização da matéria orgânica dissolvida nas água das bacias hidrográficas do Estado de Sergipe**. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE. 2011. 3 f.

DESO, Companhia de Saneamento de Sergipe – ITPS, Instituto de Tecnologia do Estado de Sergipe, 2011. **Monitoramento Ambiental do rio do Sal**. Relatório do Convênio n° 033/2010.

DE SOUZA, L. R.; **Alterações fisiológicas e bioquímicas no peixe-rei estuarino (*Atherinella brasiliensis*, Atheriniformes: Atherinopsidae) após a explosão do navio vicuña na baía de Paranaguá**. Curitiba. 2007. 16p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.

DESROSIERSA, C.; LEFLAIVEA, J.; EULINB, A.; TEN-HAGEA, L. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 32, p. 25-34, 2013.

DIAZ, R.J.; ROSENBERG, R. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. **Oceanography and Marine Biology, Annual Review**, v. 33, p. 245-303. 1995

DITTMAR, T.; STUBBINS, A. Dissolved Organic Matter in Aquatic Systems. **Treatise on Geochemistry**. p. 125-156. 2014.

DODDS, W. K.; WHILES, M. R. **Freshwater Ecology** (2<sup>a</sup> Edition) Concepts and Environmental Applications of Limnology, in Aquatic Ecology. p. 369. 2010.

EDWARDS, A. C.; WITHERS, P. J. A. Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. **Journal of Hydrology**. v. 350, p. 144 – 153. 2008.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**, 2° ed. Editora Interciência, Rio de Janeiro. 1998. 575p.

EVANS, M. A.; SCAVIA, D. Exploring estuarine eutrophication sensitivity to nutrient loading. **Limnol. Oceanogr**, v. 58, p. 569-578, 2013.

FENG, M. L.; SUN, T.; ZHANG, L. X.; SHEN, X, M. Net Ecosystem Metabolism Simulation by Dynamic Dissolved Oxygen Model in Yellow River Estuary, China. **Procedia Environmental Sciences**. v. 13, p. 808 – 817. 2012.

FERNÁNDEZ, A. C.; MARCEL, C. H.; GHALEB, B.; JIMÉNEZ, M. S.; O. F. P. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, northwestern Mexico: geochemical evidence from organic matter and nutrients. **Environmental Pollution**. V. 118, p. 365-377. 2002.

FERREIRA, R. M.; BARROS, N. O.; DUQUE-ESTRADA, C. H.; ROLAND, F. **Caminhos do Fósforo em Ecossistemas Aquáticos Continentais**. In: ROLAND, F.; CESAR, D.; MARINHO, M. Lições de Limnologia. São Carlos-SP: Editora Rima. 2005. p. 229-241.

FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em sistemas aquáticos. **Química Nova na escola**, v. 22, p. 10-16. 2005.

FRANCO, V.; CABEÇADAS, G. NOGUEIRA, M. Produtividade primária no estuário do Tejo e zona costeira adjacente. In Anais da I Conferencia Lusófona sobre o Sistema Terra – CluSTer. FC-UL. Lisboa. 2006.

GARAVELLO, J.C.R. **Revisão taxonômica do gênero Leporinus Spix, 1829 (Ostariophysii, Anostomidae)**. 1979. 123f. Tese de doutorado em Zoologia. Universidade de São Paulo, São Paulo, 1979.

GAREL, E.; FERREIRA, O. Monitoring estuaries using non-permanent stations: practical aspects and data examples. **Ocean Dynamics**, v. 61, p.891-902, 2011.

GESSNER, M.O.; CHAUVET, E. & DOBSON, M. **A perspective on leaf litter breakdown in streams**. Oikos. 85: 377-384. 1999.

GREGO, M.; TROCH, M.; FORTE, J.; MALEJ, A. Main meiofauna taxa as an indicator for assessing the spatial and seasonal impact of fish farming. **Marine Pollution Bulletin**. v. 58, p. 1178 – 1186. 2009.

GUSSO, P. K.; **Caracterização fluorimétrica da matéria orgânica dissolvida e sua relação autóctone/alóctone na baía de Paranaguá**. Dissertação (Mestre em Ecologia e Conservação.) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2008.

HE, B.; DAI, M.; ZHAI, W.; WANG, L.; WANG, K.; CHEN, J.; LIN, J.; HAN, A.; XU, Y. Distribution, degradation and dynamics of dissolved organic carbon and its major compound classes in the Pearl River estuary, China. **Marine Chemistry**, v. 119, p. 52-64, 2010.

HERMES-LIMA, M.; ZENTENO-SAVIN, T. Animal response to drastic changes in oxygen availability and physiological oxidative stress. **Comp. Biochem. Physiol.** v.133, p. 537-556. 2002.

HO, A. Y. T.; XU, J.; YIN, K.; YUAN, X.; HE, L.; JIANG, Y.; LEE, J. H. W.; ANDERSON, D. M.; HARRISON, P. J. Seasonal and spatial dynamics of nutrients and phytoplankton biomass in Victoria Harbour and its vicinity before and after sewage abatement. **Marine Pollution Bulletin**. v. 57, p. 313 – 324. 2008.

HORNE, A. J.; GOLDMAN, C. R. Limnology. 2ed. McGraw-Hill **Science/Engineering** 1994, 480p.

HARPER, H.A; RODWELL, V.W. (1977). "Review of physiological chemistry", 16th Ed. **Lange Medical Publications**, California.

HU, W. F.; LO, W.; CHUA, H.; SIN, S. N.; YU, P. H. F. Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong. **Environment International**, v. 26, p. 369-375, 2001.

JACKSON, C.; PRESTON, N.; THOMPSON, P. J.; BURFORD, M. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**. v. 218, p. 397 – 411. 2003.

JICKELLS, T. D.; ANDREWS, J. E.; PARKES, D. J.; SURATMAN, S.; AZIZ, A. A.; HEE, Y. Y. Nutrient transport through estuaries: The importance of the estuarine geography. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. p. 1 - 15. 2014.

JORGENSEN, N. O. G. Organic Nitrogen. **Encyclopedia of Inland Waters**. v. p. 832-851. 2009.

KEMP, W. M.; BOYNTON, W. R.; ADOLF, J. E.; BOESCH, D. F.; BOICOURT, W. C.; BRUSH, G. Cornwell, J. C.; FISHER, T. R.; GLIBERT, P. M.; HAGY, J. D.; HARDING L.W., HOUDE, E. D.; Kimmel, D. G.; MILLER, W. D.; NEWELL, R. I. E. ROMAN, M. R. SMITH, E. M.; STEVENSON, J. C. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. **Marine Ecology Progress Series**. v. 303, p. 1-29. 2005.

KERR, J. L.; BALDWIN, D. S.; WHITWORTH, K. L. Options for managing hypoxic blackwater events in river systems: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 114, 139-147, 2013.

KIM, T.; SHENG, Y. P.; PARK, J. Modeling water quality and hypoxia dynamics in Upper Charlotte Harbor, Florida, U.S.A. during 2000. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 90, p. 250-263. 2010.

KOCH, F. A.; **Lower fraser river/estuary dissolved oxygen dynamics**. Dissertação. (Mestrado). 1976. Vancouver/ Canadá. Departamento de Engenharia Civil. Universidade de British Columbia.

KOETSIER, P.; MCARTHUR, J. V.; LEFF, L. G. **Freshwater Biol**, v. 37, p. 79, 1997.

LACERDA, L. V.; VAISMAN, A. G.; MAIA, L. P.; SILVA, C. A. R.; CUNHA, E. M. S. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other antropogenic sources for six estuaries along NE Brazilian Coastal. **Aquacultura**, v. 253, p. 193-199, 2006.

LARA R. J; THOMAS D.N. Formation of recalcitrant organic matter: humification of algal derived organic carbon and its hydrophobic fractions. **Marine Chemistry**, v.51, 193-1995.

LEHMANN, M. F; BARNETT, B.; GÉLINAS, Y.; GILBERT, D.; MARANGER, R. J.; MUCCI, A.; SUNDBY, B.; THIBODEAU, B. Aerobic respiration and hypoxia in the Lower St. Lawrence Estuary: Stable isotope ratios of dissolved oxygen constrain oxygen sink partitioning. **Limnol. Oceanogr.**, v. 54, p. 2157-2169, 2009.

LI, N.; KARIN, M. Is NF- $\kappa$ B the sensor of oxidative stress? **Faseb J.** v.13, p. 1137-1143. 1999.

LIBÂNIO, M.; LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P. SPERLING, E, V.; Avaliação da relevância do carbono orgânico total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 5, p. 41 – 55. 2000

LIN, J.; XU, H.; CUDABACK, C.; WANG, D. Inter-annual variability of hypoxic conditions in a shallow estuary. **Journal of Marine Systems**. v 73, p. 169 – 184. 2008.

LIU, Y. ; CHEN, J. Phosphorus Cycle. **Earth Systems and Environmental Sciences**. 2014.

LOPES, J. M.; SILVA, L. V. F.; BALDISSEROTTO, B. Survival and growth of silver catfish larvae exposed to different water pH. **Aquaculture International**. v.9, 73-80, 2001.

LU, F., NI, H., LIU, F., ZENG, E. Y. Occurrence of nutrients in riverine runoff of the Pearl River Delta, South China. **Journal of Hydrology**. v. 376, p 107 – 115. 2009.

MANDAL, S.; DEBNATH, M.; RAY, S.; GHOSH, P. B.; ROY, M.; RAY, S. Dynamic modelling of dissolved oxygen in the creeks of Sagar island, Hooghly–Matla estuarine system, West Bengal, India. **Applied Mathematical Modelling**, v. 36, p. 5952-5963, 2012.

MARKAGER, S.; STEDMON, C. A.; SONDERGAARD, M. Seasonal dynamics and conservative mixing of dissolved organic matter in the temperate eutrophic estuary Horsens Fjord. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 92, p.376 - 388. 2011.

MARQUES, J. S. J. **Distribuição de mercúrio e caracterização elementar e isotópica da matéria orgânica em águas superficiais ultrafiltradas na baía de Sepetiba e no estuário do rio Paraíba do sul**. 2010. Campos dos Goytacazes-RJ Dissertação (Mestrado) – Núcleo de Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Estadual Do Norte Fluminense – UENF.

MATILAINEN, A.; LINDQVIST, N.; KORHONEN, S., TUHKANEN, T. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process **Environment International**, v. 28, p. 457-465, 2002.



MONBET, P.; MCKELVIE, I. D.; WORSFOLD, P. J. Dissolved organic phosphorus speciation in the waters of the Tamar estuary (SW England). **Geochimica et Cosmochimica Acta**. v. 73, p. 1027 – 1038. 2009.

MOORE, T. S.; NUZZIO, D. B.; TORO, D. M. D.; LUTHER III, G. W. Oxygen dynamics in a well mixed estuary, the lower Delaware Bay, USA. **Marine Chemistry**, v. 117, p. 11-20, 2009.

MOPPER, K., ZHOU, X., KIEBER, R. J., KIEBER, D. J., SIKORSKI, R. J., JONES, R. D. Photochemical degradation of dissolved organic carbon and its impact on the oceanic carbon cycle. **Nature**. v. 353, p. 60-62. 1991.

MURRELL, M. C., STANLEY, R. S., LEHRTER, J. C. , HAGY, J. D. Plankton community respiration, net ecosystem metabolism, and oxygen dynamics on the Louisiana continental shelf: Implications for hypoxia. **Continental Shelf Research**. v. 52, p. 27-38. 2013.

NEZLIN, N. P.; KAMER, K.; HYDE, J.; STEIN, E. D. Dissolved oxygen dynamics in a eutrophic estuary, Upper Newport Bay, California. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 139-151, 2009.

NING, X.; LIN, C.; SU, J.; LIU, C.; HAO, Q.; Le, F. Long-term changes of dissolved oxygen, hypoxia, and the responses of the ecosystems in the East China Sea from 1975 to 1995. **J. Oceanogr.**, v. 67, p. 59-75, 2011.

O'CONNELL, M., BALDWIN, D. S.; ROBERTSON, A. I.; REES, G. Release and bioavailability of dissolved organic matter from floodplain litter: influence of origin and oxygen levels. **Freshwater Biology**, v. 45, p. 333-342. 2000.

OLSEN, S. B., PADMA, T.V., RICHTER, B.D. (2006). **Guía para el Manejo del Flujo de Agua Dulce a los Estuarios**. USAID, The Nature Conservancy, The Coastal Resource Center - University of Rhode Island. Washington DC.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. Discharge of Nutrients from Shrimp Farming to Coastal Waters of the Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, p. 585-592, 1999.

PIÑÓN-GIMATE, A.; SOTO-JIMÉNEZ, M. F.; OCHOA-IZAGUIRRE, M. J.; GARCÍA-PAGÉS, E.; PÁEZ-OSUNA, F. Macroalgae blooms and  $\delta^{15}\text{N}$  in subtropical coastal lagoons from the Southeastern Gulf of California: Discrimination among agricultural, shrimp farm and sewage effluents. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 1144-1151, 2009.

PICKERING, A. D. Growth and stress in fish production. **Aquaculture**. v.111, p.51-63, 1993.

PRASAD, M. B. K.; LONG, W.; ZHANG, X.; WOOD, R. J.; MURTUGUDDE, R. Predicting dissolved oxygen in the Chesapeake Bay: applications and implications. **Aquatic Sciences**, v. 73, p. 437-451, 2011.

RABALAIS, N. N. Hypoxia. **Encyclopedia of Ocean Sciences**. p. 172 – 180. 2009.

RADICAIS LIVRES. Disponível em: <[www.radicaislivres96.wordpress.com/antioxidantes/biobio4](http://www.radicaislivres96.wordpress.com/antioxidantes/biobio4)>. Acesso em 05 de março de 2014.

ROJAS, J. E. J. Influência do oxigênio dissolvido no desenvolvimento de juvenis de piava (*Leporinus obtusidens*). Florianópolis. 2011. 30p. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal de Santa Catarina.

ROSS, S. W.; DALTON, D. A.; KRAMER, S.; CHISTENSEN, B. L. Pysiological (antioxidant) responses of estuarine fishers to variability in dissolved oxygen. **Comp. Biochem. Pysiol.** v. 130, p. 289-303. 2001.

SEMARH, Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos**. 2014. Disponível em: <[http://sirhse.semarh.se.gov.br/sirhse/index.php/macroplanejamento/bacias\\_hidrograficas/estadoClima/estado](http://sirhse.semarh.se.gov.br/sirhse/index.php/macroplanejamento/bacias_hidrograficas/estadoClima/estado)>.

SHARP, J. H. Estuarine oxygen dynamics: What can we learn about hypoxia from long-time records in the Delaware Estuary? **Limnol. Oceanogr.** v. 55, p. 535-548. 2010.

SILVA, D. M. L. Dinâmica de nitrogênio em microbacias no Estado de São Paulo. Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, 2005. Tese de Doutorado.

SLOMP, C. P. Marine pollution: Give more priority to phosphorus studies. **Nature.** v. 478, p. 459. 2011.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, mrine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.

SOUZA, G. S.; CONTEINO, A. L. Montenegro. Macroalgas como indicadores da qualidade ambiental da Praia de Piedade-PE. **Tropical Oceanografy**, v. 32, p. 1-22, 2004.

SPERLING, V. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1996. 238 p.

SPERLING, V. M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 452 p.

STAUFFER, B. A.; SCHNETZER, A.; GELLENE, A. G. Effects of an Acute Hypoxic Event on Microplankton Community Structure in a Coastal Harbor of Southern California. **Estuaries and Coasts**, v. 36, p.135-148, 2013.

STATHAM, P. J. Nutrients in estuaries — An overview and the potential impacts of climate change. **Science of the Total Environment**. v. 434, p. 213–227. (2012).

TESTA, J. M.; LI, Y.; LEE, Y. J. ; LI, M.; BRADY, D. C.; TORO, D. M. D.; KEMP, W. M.; FITZPATRICK, JAMES J. Quantifying the effects of nutrient loading on dissolved O<sub>2</sub> cycling and hypoxia in Chesapeake Bay using a coupled hydrodynamic–biogeochemical model. **Journal of Marine Systems**. v. 139, p. 139 – 158. 2014

TOMASSO, J.R. Toxicity of nitrogenous wastes to aquaculture animals. **Reviews in Fisheries Science**. v. 2, p.291-314, 1994.

VADAS, P.; SIMS, J. T. Soil Fertility: Phosphorus in Soils. Earth Systems and Environmental Sciences. 2014.

VERITY, P. G.; ALBER, M.; BRICKER, S. B. Development of Hypoxia in Well-mixed Subtropical. **Estuaries in the Southeastern USA**, vol. 29, p.665-673, 2006.

XUE, P.; CHEN C., QI, J.; BEARDSLEY, R. C., TIAN, R.; ZHAO, L.; LIN, H. Mechanism studies of seasonal variability of dissolved oxygen in Mass Bay: A multi-scale FVCOM/UG-RCA application. *Journal of Marine Systems*. v.131, p. 102-119. 2014.

YIN, K., LIN, Z ., KE, Z. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal Waters. **Continental Shelf Research**. v. 24, p. 1935 – 1948. 2004.

WANG, L. JUSTIĆ, D. A modeling study of the physical processes affecting the development of seasonal hypoxia over the inner Louisiana-Texas shelf: Circulation and stratification. **Continental Shelf Research**. v. 29, p. 1464–1476. 2009.

WELKER , A. F.; MOREIRA , D. C.; CAMPOS, E. G.; HERMES-LIMA, M. Role of redox metabolism for adaptation of aquatic animals to drastic changes in oxygen availability. **Comp. Biochem. Physiol.** v.165, p.384-404. 2013.

WETZEL, R. Limnology. **Philadelphia, W.B. Saunders**. p. 743. 1975.

WILDING, T. K.; BROWN, E.; COLLIER, K. J. Identifying dissolved oxygen variability and stress in tidal freshwater streams of northern New Zealand. **Environ. Monit. Assess.**, v. 184, p. 6045-6060, 2012.

WOOD, C.M. Ammonia and urea metabolism and excretion. In: EVANS, D.H. **The Physiology of fishes**. Boca Raton, FL: CRC Press. pp 379-425, 1993.

WORSFOLD, P. J., MONBETA, TAPPINA, P. A. D., FITZSIMONSA, M. F., STILESA, D. A., MCKELVIEB, I. D. Characterisation and quantification of organic phosphorus and organic nitrogen components in aquatic systems: **A Review**. **Analytica Chimica Acta**. v. 624, p. 37-58. 2008.

ZANIBONI-FILHO, E.; SCHULZ, U.H. Migratory fishes of the Uruguay River. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. Migratory fishes of South America: biology, social importance and conservation status. Washington, DC, USA, p. 157-194. (2003).

ZHANG, H.; LI, S.. Effects of physical and biochemical processes on the dissolved oxygen budget for the Pearl River Estuary during Summer. **Journal of Marine Systems**, v. 79, p. 65-88, 2010.

ZHU, Z.; ZHANG, J.; WU, Y., ZHANG, Y.; LIN, J.; LIU, S. Hypoxia off the Changjiang (Yangtze River) Estuary: Oxygen depletion and organic matter decomposition. **Marine Chemistry**, v. 125, p. 108-116, 2011.

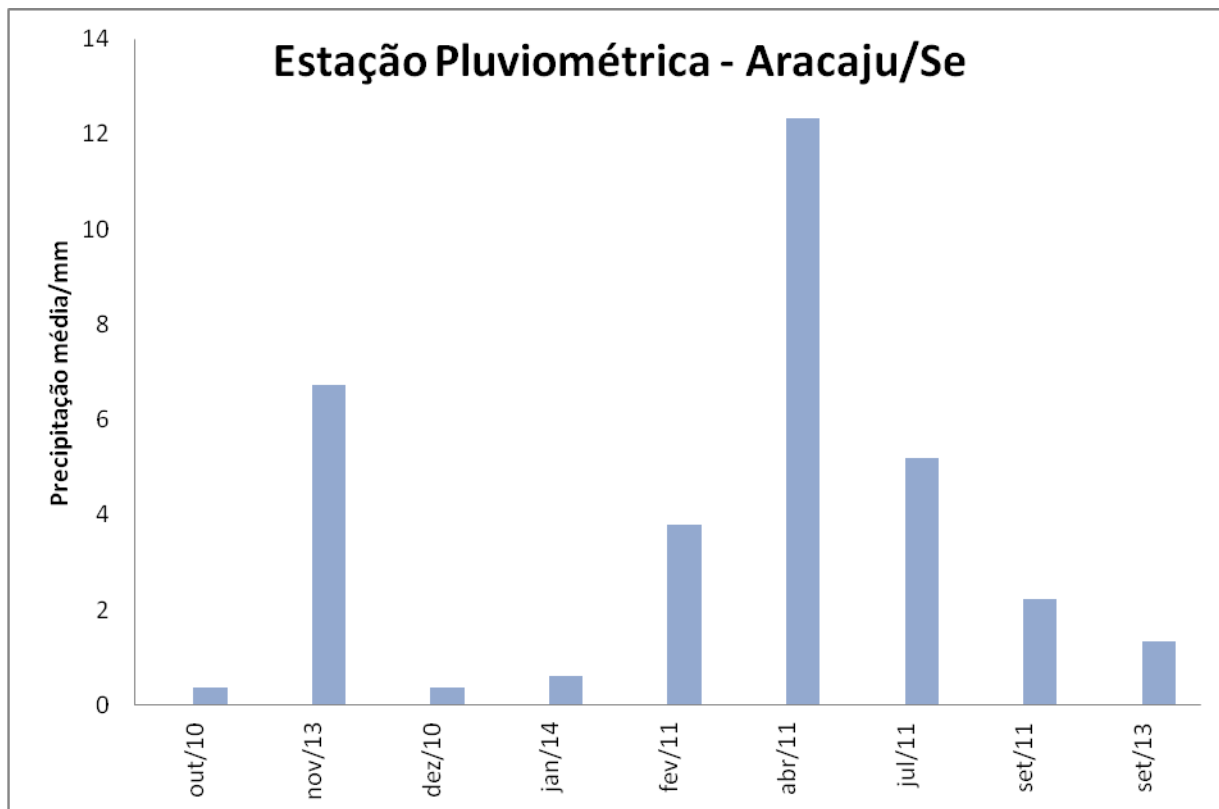
---

## APÊNDICES

---

**APÊNDICE A – GRÁFICO DA DISTRIBUIÇÃO SAZONAL DAS  
PRECIPITAÇÕES MÉDIAS NOS MESES ANALISADOS.**

Figura 16. Variação sazonal da precipitação média na estação pluviométrica –  
Aracaju/SE



Fonte: Centro de meteorologia da SEMARH/S

## APÊNDICE B – TABELAS DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA

Tabela 10. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Outubro/2010.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	29,6	30,7	30,0	29,9	30,6	29,7	30,7	29,7	30,1	29,1		
<b>pH</b>	8,4	8,4	8,5	8,4	8,6	8,3	8,5	8,3	7,6	7,9	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	15,7	15,0	18,5	18,8	18,3	20,4	20,4	21,1	11,8	24,7	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	14,72	17,02	15,08	14,92	17,80	12,37	14,18	12,53	9,47	7,88	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,430	0,700	0,330	0,280	0,300	0,160	0,170	0,160	1,540	0,080	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2,28	2,15	2,10	2,18	2,23	2,08	2,15	2,10	2,07	2,18	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,28	1,52	0,20	0,34	0,47	0,12	0,10	0,05	5,03	0,06	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,05	0,11	0,04	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	<0,01	<0,01		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	9,44	8,98	7,20	6,41	5,66	5,66	5,71	5,32	12,57	3,54	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	170.000	47.000	140.000	21.000	39.000	220.000	610	16.000	>1.600.000	2.600	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 11. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Dezembro/2010.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	28,8	28,7	29,1	29,3	29,4	29,4	29,6	29,6	29,9	29,5		
<b>Ph</b>	7,8	7,9	7,8	7,7	7,7	7,8	8,4	7,8	7,9	7,9	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	20,0	20,4	20,6	20,5	20,9	21,5	20,6	22,2	13,6	24,7	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	3,28	3,06	2,61	1,23	3,20	3,66	15,67	3,38	3,54	4,65	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,420	0,450	0,310	0,350	0,310	0,160	0,180	0,310	0,540	0,090	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,010	0,52	0,58	0,44	0,65	0,51	0,46	0,42	0,49	0,78	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,77	0,80	0,61	0,70	0,76	0,50	0,25	0,17	3,08	0,09	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,13	0,13	0,12	0,14	0,13	0,10	0,17	0,10	<0,01	0,03		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	14,50	13,20	17,30	12,90	14,30	10,80	9,90	12,10	14,30	4,90	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	70.000	70.000	35.000	920	33.000	6	13.000	39.000	48.000	540	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>



Tabela 12. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês Fevereiro de 2011.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	28,6	29,3	29,3	29,5	29,6	29,7	29,9	30,2	30,7	29,9		
<b>pH</b>	7,7	7,6	7,9	7,4	7,9	8,1	8,2	7,8	7,6	7,8	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	18,5	13,7	20,1	11,9	18,1	21,3	20,4	19,8	21,6	25,0	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	3,58	4,57	5,37	1,59	5,87	7,56	11,04	3,18	2,49	3,98	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,480	0,700	0,420	0,820	0,510	0,370	0,530	0,410	0,580	0,150	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,010	0,13	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,04	0,11	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,56	0,29	0,35	0,09	0,46	0,07	0,34	1,57	0,72	0,04	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,14	0,32	0,10	0,44	0,19	0,08	0,18	0,15	0,23	0,05		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	> 1.600.000	> 1.600.000	540.000	350.000	1.600.000	110.000	49.000	1.600.000	32.000	780	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 13. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Abril de 2011.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	28,6	28,6	28,8	28,8	28,8	29,1	29,1	29,1	29,3	29,0		
<b>pH</b>	7,6	7,9	7,9	7,9	8,0	7,9	8,0	8,3	7,3	8,2	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	10,5	15,1	16,1	15,8	16,5	18,0	17,6	17,9	6,6	16,0	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	8,39	11,36	9,66	8,97	10,76	7,53	9,38	13,59	4,80	11,38	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,500	0,580	0,240	0,340	0,300	0,240	0,260	0,340	0,700	0,400	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,010	<0,010	0,13	0,12	<0,010	0,16	<0,010	<0,010	0,16	<0,010	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,11	0,05	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,87	0,01	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,18	0,08	0,05	0,06	0,04	0,05	0,08	0,04	<0,01	0,01		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	14,36	10,34	9,28	8,89	8,24	7,23	7,81	6,73	13,00	3,11	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	49.000	350.000	28.000	22.000	17.000	220	>1.600.000	7.000	21.000	350	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 14. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Julho de 2011.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	26,0	27,0	26,5	24,5	26,0	25,5	26,0	25,0	25,0	25,0		
<b>pH</b>	7,0	7,1	7,3	7,1	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4	7,4	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	9,5	11,0	13,7	16,3	15,2	17,0	18,5	20,3	17,0	22,3	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	9,66	9,80	11,81	4,68	9,72	7,01	5,58	8,15	8,00	8,11	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,370	0,370	0,360	0,350	0,450	0,280	0,310	0,180	1,520	0,130	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	2,82	0,93	2,18	1,81	2,31	1,95	1,61	2,71	2,17	1,40	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	1,61	1,00	0,96	1,20	1,09	0,85	0,79	0,56	4,61	0,05	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,19	0,16	0,16	0,15	0,21	0,13	0,16	0,11	0,05	0,13		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	10,39	5,17	11,63	6,04	10,70	4,00	3,52	3,82	4,48	0,73	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	350.000	540.000	110.000	350.000	#####	70.000	4.700	16.000	4.700	790	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 15. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Setembro de 2011.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	25,5	26,0	26,0	28,0	26,0	26,0	26,0	26,5	29,0	26,0		
<b>pH</b>	7,9	8,0	8,0	7,6	7,9	7,9	8,2	7,9	7,9	7,8	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	12,9	14,3	15,3	9,4	16,1	17,0	17,2	18,5	11,1	20,9	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	10,10	10,50	11,60	1,20	10,12	9,96	15,84	8,09	8,89	5,50	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,420	0,380	0,360	1,430	0,280	0,430	0,490	0,350	2,160	0,140	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	4,38	1,90	0,27	3,65	0,99	1,66	1,77	1,79	3,98	<0,010	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,40	0,44	0,26	3,31	0,92	0,51	0,20	0,36	2,99	0,06	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,05	0,06	0,06	1,43	0,11	0,08	0,49	0,35	0,02	0,05		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	12,10	19,44	4,90	19,20	5,50	11,50	2,30	7,80	8,60	6,10	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	4.600	3.400	3.300	280.000	3.400	1.700	1.400	16.000	160.000	350	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 16. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Setembro de 2013.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	28,0	28,0	27,0	28,0	28,0	28,0	28,0	27,0	27,0	27,0		
<b>pH</b>	8,34	8,47	8,23	8,12	8,25	8,47	8,44	8,35	7,43	8,10	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	16,03	17,42	19,46	19,66	20,90	20,95	21,95	22,24	6,69	26,22	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	13,80	14,46	8,99	9,09	8,70	11,92	11,42	11,26	0,00	5,84	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,24	0,20	0,23	0,26	0,17	0,18	0,23	0,17	0,89	0,13	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,36	0,40	0,30	0,42	0,13	0,39	0,40	0,18	0,16	0,76	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<0.015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	11,72	<0,03	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,19	0,05	0,06	0,05	0,08	0,04	0,01	0,02	0,12	0,01		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	11,70	10,21	10,53	9,82	9,21	9,04	9,06	7,34	15,30	4,64	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 17. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Novembro de 2013.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	28,0	27,0	29,0	27,0	27,0	28,0	27,5	28,0	28,0	27,0		
<b>pH</b>	7,2	7,2	7,4	7,3	7,5	7,5	7,4	7,5	7,5	7,6	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	8,5	9,5	11,5	11,3	12,7	14,2	13,7	15,0	17,9	19,0	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	4,37	2,54	5,11	3,34	4,31	3,79	4,25	4,66	3,94	4,60	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,228	0,265	0,173	0,215	0,139	0,156	0,155	0,113	0,084	0,080	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,010	0,010	<0,010	0,017	0,010	0,013	0,014	<0,010	<0,010	<0,010	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	8,34	9,07	8,75	8,58	8,50	9,33	7,93	8,01	7,09	7,15	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 18. Parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no mês de Janeiro de 2014.

Parâmetros	Pontos de amostragem										CONAMA 357/Água Salobra	
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	Classe I	Classe II
<b>Temperatura (°C)</b>	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0		
<b>pH</b>	7,6	7,5	7,8	7,5	7,9	7,9	8,0	7,8	7,4	7,5	<b>6,5 a 8,5</b>	<b>6,5 a 8,5</b>
<b>Salinidade</b>	17,8	15,7	18,3	16,6	19,1	20,7	20,3	21,1	9,1	22,6	<b>0,5 - 30,0</b>	<b>0,5 - 30,0</b>
<b>OD (mg L<sup>-1</sup>)</b>	6,39	5,77	6,85	4,45	7,43	5,85	9,72	6,65	2,68	3,79	<b>5</b>	<b>4</b>
<b>P<sub>total</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,395	0,447	0,372	0,428	0,248	0,247	0,401	0,244	0,534	0,199	<b>0,124</b>	<b>0,186</b>
<b>N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<0,015	<b>0,07</b>	<b>0,20</b>
<b>NH<sub>3</sub> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	0,90	3,00	0,70	3,00	0,40	0,20	0,20	0,10	10,00	0,10	<b>0,40</b>	<b>0,70</b>
<b>P - PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033	<0,033		
<b>TOC (mg L<sup>-1</sup>)</b>	12,460	10,990	10,670	11,400	10,590	9,700	10,810	9,890	17,700	6,520	<b>3</b>	<b>5</b>
<b>Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)</b>	92.000	47.000	170.000	920.000	14.000	1.700	35.000	3.500	540.000	220	<b>1.000</b>	<b>2.500</b>

Tabela 19. Estatística (valores médios e entre parênteses o intervalo de concentrações) dos parâmetros de qualidade da água no estuário do rio do Sal, no período de outubro/2010 a janeiro/2014.

	out/10	dez/10	fev/11	abr/11	jul/11	set/11	set/13	nov/13	jan/14
‘Temperatura (°C)	<b>30,1</b> ( 29,1 - 30,7)	<b>29,3</b> ( 28,7 - 29,9)	<b>29,7</b> ( 28,6 - 30,7)	<b>28,9</b> ( 28,6 - 29,3)	<b>25,7</b> ( 24,5 - 27,0)	<b>26,5</b> ( 25,5 - 29,0)	<b>27,6</b> ( 27,0 - 28,0)	<b>27,7</b> ( 27,0 - 29,0)	<b>29,0</b> ( 29,0 - 29,0)
pH	<b>8,3</b> (7,6 - 8,6)	<b>7,9</b> (7,7 - 8,4)	<b>7,8</b> (7,4 - 8,2)	<b>7,9</b> (7,3 - 8,3)	<b>7,3</b> (7,0 - 7,40)	<b>7,9</b> (7,6 - 8,2)	<b>8,2</b> (7,4 - 8,5)	<b>7,4</b> (7,2 - 7,6)	<b>7,7</b> (7,4 - 8,0)
Salinidade	<b>18,5</b> (11,8 - 24,7)	<b>20,5</b> ( 13,6 - 24,7)	<b>19,0</b> (11,9 - 25,0)	<b>15,0</b> (16,6 - 18,00)	<b>16,10</b> (9,5 - 22,30)	<b>15,30</b> (9,4 - 20,9)	<b>19,20</b> (6,7 - 26,20)	<b>13,30</b> (8,50 - 19,00)	<b>18,1</b> (9,10 - 22,60)
OD (mg L <sup>-1</sup> )	<b>13,60</b> (7,88 - 17,80)	<b>4,43</b> (1,23 - 15,67)	<b>4,92</b> (1,59 - 11,04)	<b>9,58</b> ( 4,80- 13,59)	<b>8,25</b> (4,68 - 11,81)	<b>9,18</b> (1,20 - 15,84)	<b>9,55</b> (0,00 - 14,46)	<b>4,09</b> (2,54 - 5,11)	<b>5,70</b> (2,70 - 9,70)
P <sub>total</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,415</b> (0,080 - 1,540)	<b>0,12</b> (0,030 - 0,17)	<b>0,49</b> (0,15 - 0,82)	<b>0,39</b> (0,24 - 0,70 )	<b>0,43</b> (0,13 - 1,52)	<b>0,64</b> (0,14 - 2,16)	<b>0,27</b> (0,12 - 0,88)	<b>0,16</b> (0,08 - 0,26)	<b>0,30</b> (0,20 - 0,50)
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>2,150</b> (2,067 - 2,279)	<b>0,539</b> (0,42 -0,78)	<b>0,092</b> (0,15 - 0,82)	<b>0,144</b> (0,12 - 0,16)	<b>1,98</b> (0,92 - 2,82 )	<b>2,26</b> (0,26 - 4,37)	<b>0,35</b> (0,13 - 0,76)	<b>0,013</b> (<0,010 - 0,017)	<b>&lt;0,010</b>
N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>	<b>&lt; 0,015</b>
NH <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,817</b> (0,05 - 5,03 )	<b>0,773</b> (0,09 - 3,08 )	<b>0,449</b> (0,04 - 1,57 )	<b>0,119</b> (0,12 - 0,16)	<b>1,272</b> (0,05 - 4,61 )	<b>0,945</b> (0,06 - 3,31 )	<b>11,72</b> (<0,03-11,72)	<b>&lt;0,03</b>	<b>1,60</b> (<0,03 - 10,0 )
P - PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	<b>0,043</b> (0,02 - 0,11)	<b>0,12</b> (0,03 - 0,17)	<b>0,19</b> (0,05 - 0,44)	<b>0,07</b> (0,01 - 0,18)	<b>0,04</b> (0,02 - 0,11)	<b>0,27</b> (0,02 - 1,43)	<b>0,060</b> (0,01 - 0,19)	<b>&lt;0,03</b>	<b>&lt;0,03</b>
TOC (mg L <sup>-1</sup> )	<b>7,05</b> (3,54 - 12,57)	<b>12,42</b> (4,90 - 17,30)	*	<b>8,90</b> (3,11 - 14,36)	<b>6,05</b> (0,73 - 11,63 )	<b>9,74</b> (2,30 - 19,44)	<b>9,69</b> (4,64 - 15,30)	<b>8,28</b> (7,09 - 9,33)	<b>9,9</b> (6,5 - 17,7)
Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL)	<b>72.912</b> (610 - 220.000)	<b>30.947</b> (6,1 - 70.000)	<b>535.223</b> (780 - 1.600.000)	<b>54.952</b> (220 - 35.000)	<b>304.619</b> (790 - 1.600.000)	<b>47.415</b> (350 - .280.000)	*	*	<b>152.243</b> (220 - 920.000)